



T.C.
KONYA TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ



MEZBAHA ATIKSULARININ
ELEKTROKİMYASAL OKSİDASYON
PROSESİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ

Merve ÖZCAN

YÜKSEK LİSANS

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Aralık-2022
KONYA
Her Hakkı Saklıdır

TEZ KABUL VE ONAYI

Merve ÖZCAN tarafından hazırlanan “Mezbaha Atıksularının Elektrokimyasal Oksidasyon Prosesi ile Arıtımının İncelenmesi” adlı tez çalışması 28/12/2022 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Konya Teknik Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

Başkan

Prof.Dr. Şükrü DURSUN

Danışman

Dr.Öğr.Üyesi Sezen KÜÇÜKÇONGAR

Üye

Dr.Öğr.Üyesi Fatma Didem TUNÇEZ

İmza

.....

.....

.....

Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr. Saadettin Erhan KESEN
Enstitü Müdürü

Bu tez çalışması Konya Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü tarafından 211001027 no.lu proje ile desteklenmiştir.

TEZ BİLDİRİMİ

Bu tezdeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edildiğini ve tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

DECLARATION PAGE

I hereby declare that all information in this document has been obtained and presented in accordance with academic rules and ethical conduct. I also declare that, as required by these rules and conduct, I have fully cited and referenced all material and results that are not original to this work.

Merve ÖZCAN
08.12.2022

ÖZET

YÜKSEK LİSANS

MEZBAHA ATIKSULARININ ELEKTROKİMYASAL OKSİDASYON PROSESİ İLE ARITIMININ İNCELENMESİ

Merve ÖZCAN

Konya Teknik Üniversitesi
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Dr.Öğr.Üyesi Sezen KÜÇÜKÇONGAR
2022, 61 Sayfa

Jüri

Dr.Öğr.Üyesi Sezen KÜÇÜKÇONGAR
Prof.Dr. Şükrü DURSUN
Dr.Öğr.Üyesi Fatma Didem TUNÇEZ

Bu tez çalışmasında mezbaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyon prosesi ile arıtımı incelenmiştir. Elektrokimyasal oksidasyon prosesiyle atıksudan kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) gideriminde elektrot türü (grafit, çelik ve bor katkılı elmas), kimyasal ön arıtım (alüminyum sülfat ve alüminyum klorür hidroksit ile koagülasyon-flokülasyon), başlangıç pH değeri (3-9 aralığında) ve elektrotlara uygulanan akımın (5-15 V aralığında) etkileri araştırılmıştır. Ayrıca bu değişkenlerin KOİ gideriminde sistemin özgül enerji tüketiminde oluşturduğu değişimler de incelenmiştir. En yüksek KOİ ve renk giderimi anot ve katot elektrotu olarak çelik kullanılması halinde sırasıyla %91 ve %97.8 olarak elde edilmiştir. Kimyasal ön arıtım anotta bor katkılı elmas (BDD) elektrotlarının kullanıldığı reaktörlerde KOİ ve renk giderim verimlerini iyileştirmiştir. Çelik (anot)-çelik (katot) elektrotlar için en yüksek KOİ giderimi atıksuyun orijinal pH değeri olan 7.16'da %91 olarak elde edilmiş, daha asidik ve bazik şartlarda KOİ giderim verimi düşmüştür. En düşük özgül enerji tüketimleri zamana bağlı olarak çelik (anot)-çelik (katot) elektrot çifti için 3.71-5.93 W.sa/g KOİ olarak tespit edilmiştir, elektrotlara uygulanan akımın 10 V'dan 5 V'a düşürülmesi özgül enerji tüketiminin 0.65-1.63 W.sa/ g KOİ aralığında elde edilmesini sağlamıştır.

Anahtar Kelimeler: Mezbaha atıksuyu, elektrokimyasal oksidasyon, çelik elektrot, grafit elektrot, BDD elektrot, özgül enerji tüketimi.

ABSTRACT

MS

INVESTIGATION OF TREATMENT OF SLAUGHTERHOUSE WASTEWATERS BY ELECTROCHEMICAL OXIDATION PROCESS

Merve ÖZCAN

**Konya Technical University
Institute of Graduate Studies
Department of Environmental Engineering**

Advisor: Asst.Prof.Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR

2022, 61 Pages

Jury

Asst.Prof.Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR

Prof.Dr. Şükrü DURSUN

Asst.Prof.Dr. Fatma Didem TUNÇEZ

In this thesis, the treatment of slaughterhouse wastewater by electrochemical oxidation process was investigated. The electrode type (graphite, steel and boron doped diamond), chemical pre-treatment (coagulation-flocculation with aluminium sulphate and aluminium chloride hydroxide), initial pH value (in the range of 3-9), and current applied to the electrodes (5- 15 V range) effects were investigated for the removal of chemical oxygen need (COD) from wastewater by electrochemical oxidation process. In addition, the changes in the specific energy consumption of the system in COD removal by these variables were also examined. The highest COD and colour removal were obtained as 91% and 97.8%, respectively, when steel was used as the anode and cathode electrodes. Chemical pre-treatment improved COD and colour removal efficiencies in reactors using boron doped diamond (BDD) electrodes at the anode. For steel (anode)–steel (cathode) electrodes, the highest COD removal was obtained at the original pH value of 7.16, as 91%, and the COD removal efficiency decreased in more acidic and basic conditions. The lowest specific energy consumption was determined as 3.71-5.93 W.h/g COD for the steel (anode)–steel (cathode) electrode pair, depending on time; reducing the current applied to the electrodes from 10 V to 5 V resulted in a specific energy consumption in the range of 0.65-1.63 W.h/g COD.

Keywords: Slaughterhouse wastewater, electrochemical oxidation, steel electrode, graphite electrode, BDD electrode, specific energy consumption.

ÖNSÖZ

Tez sürecinde her türlü imkanı sağlayan, her zaman beni motive ederek yardım ve desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen, bilgi ve yönlendirmelerinden sürekli olarak faydalandığım, danışman hocam Sayın Dr. Öğr. Üyesi Sezen KÜÇÜKÇONGAR'a, çalışmalarım sırasında destekleri sebebiyle Sayın Prof. Dr. Mehmet Musa ÖZCAN'a, Sayın Prof. Dr. Behiç COŞKUN'a, Sayın Arş. Gör. Dr. Mehmet Türkyılmaz'a teşekkür ederim. Bu süreçte her zaman yanımda olan çok değerli aileme ve eşime sonsuz teşekkürlerimi ve saygılarımı sunarım.

Merve ÖZCAN
KONYA-2022



İÇİNDEKİLER

ÖZET	iv
ABSTRACT	v
ÖNSÖZ	vi
İÇİNDEKİLER	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR	ix
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	3
2.1. Mezbaha ve Entegre Et Tesisleri Atıksuları	3
2.2. Mezbaha Atıksularının Arıtımı	6
2.2.1. Ön arıtım	8
2.2.2. Arazi uygulaması	8
2.2.3. Biyolojik arıtım yöntemleri	8
2.2.4. Fizikokimyasal arıtım yöntemleri	9
2.2.5. Membran prosesler	10
2.2.6. İleri oksidasyon prosesleri (İOP)	10
2.3. Elektrokimyasal Prosesler.....	12
3. MATERYAL VE YÖNTEM	18
3.1. Materyal	18
3.1.1. Kimyasal maddeler	18
3.1.2. Kullanılan cihazlar	18
3.1.3. Atıksu temini ve özelliklerinin belirlenmesi.....	19
3.1.4. Elektrokimyasal oksidasyon düzeneği.....	19
3.2. Yöntem.....	20
3.2.1. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi	20
3.2.2. Renk analizi	21
3.2.3. Diğer analizler.....	22
3.2.4. Elektrokimyasal oksidasyon deneyleri	22
4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA	24
4.1. Mezbaha Atıksuyunun Genel Özellikleri	24
4.2. Farklı Elektrot Çiftleri Kullanılarak Yapılan Elektrokimyasal Oksidasyon Çalışmaları	25
4.2.1. Çelik (anot)–çelik (katot) elektrotların kullanımı	25
4.2.2. Grafit (anot)–grafit (katot) elektrotların kullanımı	27
4.2.3. BDD (anot)–çelik (katot) elektrotların kullanımı	29
4.2.4. BDD (anot)–grafit (katot) elektrotların kullanımı	30
4.3. Koagülasyon-Flokülasyon Ön Arıtımının Elektrokimyasal Oksidasyona Etkisi 31	

4.3.1. Çelik (anot)–çelik (katot) elektrotların ön arıtımı yapılmış mezbaha atıksuyunda kullanımı.....	33
4.3.2. Grafit (anot)–grafit (katot) elektrotların ön arıtımı yapılmış atıksuda kullanımı	35
4.3.3. BDD (anot)–çelik (katot) elektrotların ön arıtımı yapılmış atıksuda kullanımı	36
4.3.4. BDD (anot)–grafit (katot) elektrotların ön arıtımı yapılmış atıksuda kullanımı	38
4.4. Başlangıç Ortam Şartlarının Elektrokimyasal Oksidasyona Etkisi	42
4.4.1. Elektrotlara Uygulanan Akımın KOİ Giderim Verimine Etkisi	42
4.4.2. Atıksu Başlangıç pH Değerinin KOİ Giderim Verimine Etkisi	44
4.5. Elektrokimyasal Oksidasyon Deneylerinde Özgül Enerji Tüketiminin Hesabı ..	46
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	53
5.1. Sonuçlar	53
5.2 Öneriler	54
KAYNAKLAR	56

SİMGELER VE KISALTMALAR

Kısaltmalar

AKM	: Askıda katı madde
AO	: Anodik oksidasyon
AOP	: İleri oksidasyon prosesi
AF	: Anaerobik filtre
AS	: Aktif çamur
BOİ ₅ /BOD ₅	: Beş günlük biyokimyasal oksijen ihtiyacı
BDD	: Bor katkılı elmas
CEA	: Maliyet etkinlik analizi
DAF	: Çözünmüş hava flotasyonu
DO	: Çözünmüş oksijen
E°	: Standart elektrokimyasal hücre potansiyeli
EAOP	: Elektrokimyasal ileri oksidasyon prosesi
EF	: Elektro fenton
EO	: Elektrokimyasal oksidasyon
EC	: Elektrokoagülasyon
Fe	: Demir
GR	: Gama radyasyonu
HCl	: Hidroklorik asit
HRT	: Hidrolik alıkonma süresi
KOİ/COD	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
L	: Litre
MLSS	: Mixed liquor suspended solids
MPP	: Et işleme tesisi
MF	: Mikrofiltrasyon
mg	: Miligram
NH ₃ -N	: Amonyak azotu
NO ₂ ⁻	: Nitrit
NO ₃ ⁻	: Nitrat
n	: Elektron sayısı
NF	: Nanofiltrasyon
OLR	: Organik yükleme oranları
•OH	: Hidroksil radikalleri
R	: İdeal gaz sabiti
RBC	: Döner biyolojik kontaktör
RSM	: Response Surface Methodology
SBR	: Ardışık kesikli reaktör
SKKY	: Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği
°K	: Mutlak sıcaklık
TN	: Toplam azot
TP	: Toplam fosfor
TKN	: Toplam Kjeldahl azotu
US EPA	: Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı
Pt	: Platin
Ti	: Titanyum
UF	: Ultrafiltrasyon

1. GİRİŞ

Proteinin insan beslenmesindeki önemi nedeniyle mezbaha ve et entegre tesisleri endüstriyel faaliyetler içerisinde önemli bir paya sahiptir. Mezbaha atıksularını yüksek seviyede organik kirleticiler, yağ, protein ve fiberlerin kompleks karışımı oluşturur. Organik madde konsantrasyonu orta-yüksek olup, yaklaşık %45'i çözülmüş formda bulunurken, %55'i süspanse formda bulunmaktadır. Ayrıca bu atıksular patojenik ve patojenik olmayan mikroorganizmalar, beslenme şekillerine göre ağır metal, veteriner faaliyetleri sonucu ilaç artıkları ve kesimhanenin temizlik faaliyetlerinde kullanılan deterjanlar ve dezenfektanlar içermektedir. Mezbaha atıksuyunun kalitesi, kan tutma verimi, su kullanımı, kesilen hayvan tipi ve et işleme miktarı gibi çok sayıda faktöre bağlıdır. Mezbaha atıksuları, temelde yağ, protein ve liflerin karmaşık bir karışımı ile karakterize edilen bileşimlerinden dolayı farklı Avrupa mevzuatları tarafından “çok kirletici” olarak kabul edilir.

Kirlenen su kaynakları insan ve diğer canlılar üzerinde ekotoksikolojik bir risk meydana getirmektedir. Mezbahalardan oluşan atıksuların arıtılmadan direkt deşarj edilmesi sonucu nehirlerin oksijen kazanımı azalmaktadır. Bu nedenle, mezbaha atıksularının kanalizasyon, nehir, göl gibi alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce arıtılması gerekmektedir. Mezbaha atıksularının arıtımında biyolojik oksidasyon, adsorpsiyon, flotasyon, kimyasal koagülasyon-flokülasyon, membran filtrasyonu ve ileri oksidasyon prosesleri uygulanabilmektedir. Biyolojik arıtım yöntemlerinin uygulanmasında yüksek konsantrasyonlardaki organik içerik nedeniyle tam bozunumu sağlamak zorlaşmakta ve aerobik/anaerobik kombine sistemlerin kullanılması veya aerobik arıtımda çok yüksek bekleme sürelerinin sağlanması gerekebilmekte, yüksek miktarlarda çamur oluşabilmekte ve bu durum da arıtım süresi, ihtiyaç duyulan alan, kalifiye eleman ihtiyacı ve yüksek maliyet ile sonuçlanabilmektedir. Ayrıca atıksuda toksik ve biyobozunurluğu düşük bileşenlerin bulunması arıtım sistemini kolaylıkla olumsuz yönde etkileyebilmektedir. Atıksu içerisinde bulunan yağ ve düşük oksijen seviyeleri zayıf flokların oluşumuna neden olacağı için aktif çamur, flotasyon ve koagülasyon-flokülasyon proseslerinde uygulamada problemlerle karşılaşılabilir. Tüm bu dezavantajların üstesinden gelebilmek için son yıllarda bu atıksuların arıtımında ileri oksidasyon prosesleri uygulanabilmektedir. İleri oksidasyon prosesleri içerisinde elektrokimyasal oksidasyon yöntemi diğer yöntemlere göre bir takım avantajlara sahiptir. Bunlar içerisinde en önemlileri ortam sıcaklığı ve basıncında

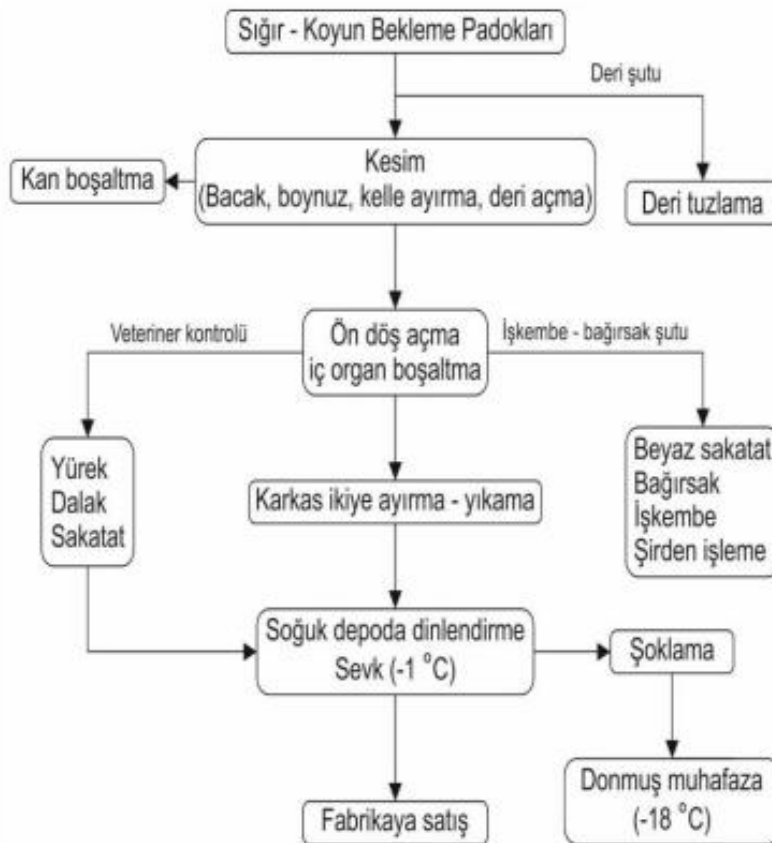
uygulanabilir olması, mevcut reaktörler (tesisler) içerisine uyarlanabilmesi, düşük bekleme süresi ve basit ekipmanlara ihtiyaç duymasındır. Ayrıca özel durumlar haricinde kimyasal madde takviyesine ihtiyaç duymaması nedeniyle kimyasal madde hazırlama, depolama ve dozlama ekipmanlarına gerek kalmamaktadır. Uygulaması kolaydır, atıksudaki kirlilik yükü ve toksik içerikten etkilenmemektedir. Yatırım ve işletme maliyetlerini en aza indirmek için ise düşük akım yoğunluklarında çalıştırabilme ve daha ucuz olan elektrotların kullanımı sağlanabilmektedir. Çözünmeyen metal/metal oksit elektrotlar ile ortamdaki kirleticilerin oksitlendiği proses elektrokimyasal oksidasyon prosesi olarak bilinmektedir. Bu prosesin prensibi, biyolojik olarak parçalanması zor olan kirleticilerin kolay parçalanabilir hale dönüşmesi veya parçalanarak CO₂ ve H₂O gibi son ürünlere dönüştürülmesidir. Elektrokimyasal oksidasyonda aktif rol oynayan elektrot anotdur, dolayısıyla anodun katalitik aktivitesi oldukça önemlidir. Literatürde elektrokimyasal oksidasyon yöntemiyle mezbaha atıksularının arıtımının yapıldığı sınırlı sayıda çalışma mevcuttur ve mevcut çalışmalarda daha yüksek maliyetli elektrotlar kullanılarak deneysel çalışmalar gerçekleştirilmiştir (Awang ve ark., 2011; Abdelhay ve ark., 2017; Ozturk ve Yilmaz, 2019; Alfonso-Muniozguren ve ark., 2020; Ozturk ve ark., 2021).

Bu tez çalışmasında, mezbaha atıksularının maliyeti daha düşük elektrotlar kullanılarak elektrokimyasal oksidasyon yöntemiyle arıtımının incelenmesi hedeflenmiştir. Bu amaçla ilk etapta reaktörde anot elektrotu olarak çelik, grafit ve bor katkılı elmas elektrotlardan arıtım verimi ve maliyet açısından en uygun olan tür belirlenmiştir. Arıtım veriminin belirlenmesinde KOİ ve renk parametreleri izlenmiştir. Sonrasında reaktör içerisinde akım yoğunluğu, atıksu başlangıç pH'sı, süre vb. değişkenlerin ve koagülasyon-flokülasyon prosesi ile ön arıtımın KOİ ve renk giderim verimine etkisi incelenmiştir. Yapılan çalışmanın bu alandaki literatüre katkı sağlayacağı ve işletimde olup düşük verimlerin elde edildiği benzer özelliklerdeki atıksular için iyi bir modifikasyon fikrine katkısı olacağı düşünülmektedir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Mezbaha ve Entegre Et Tesisleri Atıksuları

Et endüstrisinde en önemli hususların başında temiz, sağlıklı, kaliteli et ve et mamullerini tüketiciye ulaştırmak gelir. Üretim doğal bir neticesi olsa da mezbaha tesislerinde en sık karşılaşılan sorunlardan biri olan kötü kokunun tesis etrafına yayılmaması için değişik önlemler alınmaktadır (Erarslan, 2006). Tesislerde oluşan atıklar mikroorganizma faaliyetleri için uygun ortam oluşturmaktadır. Bu nedenle tesislerde oluşan atıkların bertaraf edilmesinde ve temizlenmesinde bol miktarda su tüketimi olmaktadır. Kesimhanedeki üretim düzeni barındırma ile başlayıp, kesimle elde edilen karkasın ve ortaya çıkan ürünlerin işlendiği bir dizi işlemi kapsamaktadır (Şekil 2.1).



Şekil 2.1. Kesimhanenin üretim düzeni (Erarslan, 2006)

Mezbaha atıksuları kesim prosesinde bulunan yağ, protein ve liflerin kompleks kompozisyonu nedeniyle dünya çapında zararlı sayılmaktadır (Wu ve Mittal 2012). Atıksu kesim tesislerinde, yıkama ekipmanları, kan ve hayvan kesim atıklarından oluşmaktadır. Kirlenmenin büyük bir kısmı kan, mide ve bağırsak içeriğinden kaynaklanmaktadır. Bu su çoğunlukla kan, yağ-gres, saç, tüy, et, hayvansal gübre, kemik, kum ve sindirilmemiş yem ve biyolojik büyüme için yeterli besin maddelerini içeren yüksek organik madde konsantrasyonları içermektedir. Yüksek seviyede organik maddenin yanı sıra, patojenik ve patojenik olmayan mikroorganizmalar, beslenme şekillerine göre ağır metal, veteriner faaliyetleri sonucu ilaç artıkları ve kesimhanenin temizlik faaliyetlerinde kullanılan deterjanlar ve dezenfektanlar içermektedir. Çizelge 2.1'de bir et entegre tesisinin üretim proseslerinden kaynaklanan atıksuların karakterizasyonu verilmiştir (Erarslan, 2006). Mezbaha atıksuları, kesim ve temizlik faaliyetlerinden kaynaklanan yüksek biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve toplam askıda katı madde (TAKM), kan ve besin maddesi (azot ve fosfor) nedeniyle oldukça kirli atıksular olarak nitelendirilmektedir. (Santos ve Robbins, 2004; Bustillo- Lecompte ve Mehrvar, 2016; Bustillo- Lecompte ve Mehrvar, 2017).

Çizelge 2.1. Et entegre tesislerinin üretim proseslerinden kaynaklanan atıksuların karakterizasyon (Erarslan 2006)

Proses	BOİs (ppm)	AKM (ppm)	TKN (ppm)	NH₃	Yağ-Gres (ppm)
Öldürme (kesme)	825	220-320	140	6	-
Kan ve tank suyu	32 000-44 800	3690-191 200	-	205	-
Kan odası yıkama suyu	1000-23 000	6000-16 500	-	-	-
Sindirim atıkları	28 240	-	-	-	-
Bağırsak yıkama	13 200	15 120	-	-	5220
Yaş sindirim atık. ayık.	-	200-300	-	-	1200-2000
Et parçalama	520	610	36	2,5	-
Tuzlama odası	2040	1800	95	-	-
Tuzlama odası duşu	460	1720	280	-	-
Tuzlanmış et yıkama	1470-1960	900-920	127	-	970
Salamura	18 000	-	2790	-	-
Sosis	650-1220	300-2100	140	-	200-370
Yan ürünler	2200	1380	236	-	-
Ağıl yıkama	3900	-	510	-	-
İşkembe haşlama	-	-	1100	-	5220
Yağ ayırma	1723	60.90	493	-	109

Kümes hayvanı işleme atıksuları, et parçacıkları, tüyler, deri ve kan artıklarından üretilen yüksek düzeyde protein, yağ ve karbonhidrat içermektedir. Sanitasyon ve temizleme bileşiklerine ek olarak kan ve et parçacıkları kalıntıları esas olarak organik ve inorganik fosfatlar olabilecek fosfor kaynaklarıdır. Kanatlı atıksuyundaki kirleticiler, BOI_5 , KOI , AKM, amonyak azotu (NH_4-N), toplam fosfor (TP) ve pH açısından incelenmektedir. Bozunma indeksi (BOI_5/KOI) 0.6'dan fazla olduğu için biyolojik olarak parçalanabilir nitelikler göstermektedir. Toplam fosfor ve toplam azot (TN) konsantrasyonları 60-18 mg/L arasında değişmektedir ve 420-400 mg/L, EPA'ya göre standart sınırların 10-25 kat fazlasını temsil etmektedir. $KOI:N:P$ oranı veya N/P oranı biyolojik arıtma işlemi için optimumdur.

Atıksuyun fiziksel özelliklerindeki değişimler, biyolojik ve kimyasal reaksiyonlardaki rolleri nedeniyle bu atıkların kirlilik parametrelerini etkilemektedir. Sıcaklık pH değerleri üzerinde etkilidir, bu nedenle gri su kalitesinin değerlendirilmesi için her iki parametre de dikkate alınmaktadır (Jais ve ark., 2015). KOI parametresi, atıksuyun organik içerik seviyesini ortaya çıkaran temel kimyasal özelliklerinden biridir. Yüksek KOI konsantrasyonu, atıksudaki organik maddeler arasında yüksek kimyasal reaksiyonun varlığını göstermektedir. Buna karşılık, BOI , organik bileşiklerin biyolojik oksidasyonu için bir göstergedir. Yüksek BOI konsantrasyonlarının varlığı, atıksuda mevcut yüksek mikrobiyal yükler anlamına gelmektedir.

Atıksudaki besinler toplam azot ve toplam fosfor anlamına gelmektedir. Atıksudaki azot, amonyak (NH_4^+ , NH_3-N), nitrit (NO_2^-) ve nitrat (NO_3^-) inorganik formlarını ve organik azotu içermektedir. Nitratlar, biyolojik maddenin doğal bozunma sürecinden kaynaklanan, suda bulunan en yaygın kararlı azot formudur. Atıksudaki aşırı nitrat seviyesi, zararlı yosun oluşumuna, oksijen tükenmesine, balıklar için zehirlenmeye ve kötü kokulara neden olabilmektedir (Yaakob ve ark., 2018). En yaygın TP formu, deterjan bileşikleri ve hijyen ürünlerinin kullanımından kaynaklanan ortofosfattır (PO_4^{3-}) (Eriksson ve ark. 2002). Atıksudaki yüksek fosfor konsantrasyonu ötrofikasyona neden olabilmektedir.

Ötrofikasyon ve su kaynaklı hastalıkların yayılması gibi çevresel bozulmaları önlemek için su kütlesine deşarj edilmeden önce uygun bir atıksu arıtımı gerekmektedir (Akpor ve Muchie, 2011). Tavuk mezbaha atıksuyunda kan ve kompleks yağ, protein ve lif karışımının varlığı artan organik maddeye etkili bir şekilde katkıda bulunmaktadır ve bu da alg patlamasına neden olmaktadır (Rajakumar ve ark., 2011). Bu nedenle mezbaha atıksularının arıtılması, doğayı bozulmadan korumak ve hayvan atıklarından

patojenik bakterilerin hastalık salgınını önlemek için uygulanmalıdır (Sobsey ve ark., 2006)

Et işleme sektörü de, hayvanların kesilmesi ve mezbaha tesislerinin ve et işleme tesislerinin temizlenmesi nedeniyle büyük miktarlarda mezbaha atıksuyu üretmektedir. Et işleme endüstrisi, yiyecek ve içecek işleme tesisleri arasında su tüketicilerinin en büyüklerinden biridir ve bu da mezbahaları önemli bir atıksu üreticisi yapmıştır (De Sena ve ark. 2009). Et işleme endüstrisi, gıda ve içecek endüstrisi tarafından tüketilen toplam tatlı suyun %24'ünü ve dünya çapında tarım sektörü tarafından tüketilenin %29'unu kullanmaktadır (Mekonnen ve Hoekstra, 2012; Gerbens -Leenes ve ark., 2013).

Küresel et üretimi son otuz yılda ikiye katlanmıştır (Mekonnen ve Hoekstra, 2012; FAO, 2013). Bouwman ve ark. (2013), 2050'ye kadar et üretiminde istikrarlı bir şekilde iki katına çıkan bir büyüme öngörmüştür. Ayrıca, sığır eti üretimi, gelir artışları ve protein bakımından zengin batı benzeri bir diyeteye geçiş nedeniyle, özellikle Hindistan ve Çin'de son yıllarda sürekli olarak artmıştır (Pingali, 2007). 2002'den 2007'ye kadar, yıllık küresel sığır eti üretimi, sekiz yılda %29'luk bir artış göstermiştir. (FAO, 2013). Türkiye'de kırmızı et üretim istatistikleri incelendiğinde TÜİK verilerine göre 2020 yılında 1 milyon 785 bin 952 ton olan kırmızı et üretimi, 2021 yılında %9.3 artarak 1 milyon 952 bin 38 ton olarak tahmin edilmiştir. Bu kapsamda bir önceki yıla göre sığır eti üretimi %8.9 artarak 1 milyon 460 bin 719 ton, koyun eti üretimi %11.7 artarak 385 bin 933 ton, keçi eti üretimi %4.5 artarak 94 bin 555 ton, manda eti üretimi ise %28.6 artarak 10 bin 831 ton olmuştur. Son on yıla ilişkin kırmızı et üretim tahminleri incelendiğinde, toplam kırmızı et üretiminin 2012 yılında 1 milyon 67 bin 553 ton iken 2021 yılında 1 milyon 952 bin 38 tona ulaştığı görülmüştür (TÜİK, 2022). Sonuç olarak, mezbaha tesislerinin sayısının artacağı ve bunun sonucunda daha yüksek hacimde yüksek mukavemetli arıtılacak atıksu olacağı sonucuna varılabilir.

2.2. Mezbaha Atıksularının Arıtımı

Mezbaha atıksuları tarım ve gıda endüstrileri kategorisinde endüstriyel bir atık olarak kabul edilmiş ve EPA tarafından çevreye en zararlı atıksulardan biri olarak sınıflandırılmıştır. Mezbaha atıksularının deşarjı nehirlerin oksijensizleşmesine ve yeraltı sularının kirlenmesine neden olmaktadır. Ham mezbaha atıksularının su ortamına doğrudan deşarjı, yüksek organik mukavemetleri nedeniyle pratik değildir. Bu nedenle,

mezbaha atıksularının uygun şekilde imha edilmesi, ön arıtımı ve/veya daha ileri arıtımının gerçekleştirilmesi gerekmektedir. Mezbaha atıksularının yönetimindeki ilk adım, süreç girdilerinin en aza indirilmesidir (Johns, 1995). Atıksu oluşumunun kaynağında belirlenmesi ve en aza indirilmesi genellikle tercih edilmektedir. Et işleme uygulamalarında tipik su tüketimi önemli ölçüde farklılık gösterse de, normal bir mezbahada büyük miktarlarda atıksu üretilmektedir. Mezbaha atıksularından değerli yan ürünlerin geri kazanımı yüksek kaliteli atıksular, biyogaz, gübreler ve besinlere odaklanılmaktadır (Amorim ve ark., 2007).

Çizelge 2.2'de Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine (SKKY) göre bu tür atıksular için Türkiye'deki deşarj standartları verilmiştir (Resmî Gazete 2009).

Çizelge 2.2. Sektör: Gıda Sanayii (Mezbahalar ve Entegre Et Tesisleri) (SKKY)

Parametre	Birim	Kompozit Numune 2 Saatlik
KOİ	mg/L	160
Yağ ve gres	mg/L	30
pH	-	6-9
Renk	Pt-Co	280

Et işleme endüstrisi ile ilgili standartlar ve düzenlemeler dünya çapında önemli ölçüde farklılık göstermektedir. Bazı ülkelerde mezbahalar geleneksel uygulamalarla düzenlenmektedir (Casani ve ark., 2005). Bununla birlikte, belirli bir arıtma teknolojisinin seçimi, atıksuyun özelliklerine, mevcut teknolojiye ve mevcut düzenlemelere uygunluğa tabi olmaktadır. Örneğin, bazı tesislerin ön arıtma ile BOİ yüklerinde yeterli bir azalma gösterdikten sonra atıksularını belediye kanalizasyon sistemine boşaltmalarına izin verilmektedir (Mittal, 2004). Tipik olarak, mezbaha atıksularında bulunan yüksek organik konsantrasyonlar nedeniyle anaerobik arıtma kullanılmaktadır. Birleştirilmiş anaerobik aerobik işlemlerin faydaları arasında, organik kirliticilerin yüksek arıtma verimliliğine sahip biyogaza dönüştürülmesinden kaynakların geri kazanılması potansiyeli bulunmaktadır (Chan ve ark., 2009). Bununla birlikte, mezbaha atıksuları biyolojik arıtmayı tek başına yetersiz kılan toksik ve biyolojik olarak parçalanamayan organik maddeler içerebilmektedir (Oller ve ark., 2011). Bu nedenle, ileri oksidasyon prosesleri (AOP'ler), inatçı, biyolojik olarak parçalanamayan, refrakter ve toksik bileşikler içeren atıksuyun biyobozunurluğunu

geliştirmek için bir alternatif olarak kullanılmaktadır. Mezbaha atıksularında arıtımında yaygınlıkla uygulanan yöntemler aşağıdaki alt başlıklarda özetlenmiştir.

2.2.1. Ön arıtım

Ön arıtımda kesim işlemi sırasında oluşan tüm katılar ve büyük partiküller atıksudan ayrılmaktadır. Atıksudaki toplam katı maddelerin tipik ön giderimi için kullanılan üniteler arasında normal elekler, süzgeçler veya döner elekler bulunmaktadır. Atıksudaki 10 ila 30 mm çapındaki büyük katılar, elek üzerinde tutulmaktadır. Ekipmanın kirlenmesini, tıkanmasını veya sıkışmasını önlemek için çapı 0.5 mm'den fazla olan katıları tutmak için döner elekler kullanılmaktadır. Vidalı elekli kompaktörler, önceki eleklerden kalan tüm katıları taşımak, susuzlaştırmak ve sıkıştırmak için kullanılmakta ve katı atık olarak işlem görmesi için nem içeriğini ve hacmini en aza indirmektedir (San Jose, 2004; Mittal, 2004).

2.2.2. Arazi uygulaması

Arazi uygulamasında biyolojik olarak parçalanabilen malzemeler doğrudan arazide toprağa besin sağlamak için kullanılmaktadır. Arazi uygulamasının bir dezavantajı, sıcaklık ve coğrafi konum ile ilgilidir (San Jose, 2004). Örneğin, ılıman ülkelerde arazi uygulaması kış mevsimi nedeniyle yıl boyunca mümkün değildir. Bu nedenle, mezbaha atıksularının bu süre zarfında depolanması gerekmektedir; böylelikle arıtma ve nakliye ile ilgili enerji kullanımı artmaktadır. Diğer dezavantajlar arasında estetik, koku, toprak kirliliği, olası yüzey ve yeraltı suyu kirliliği ve patojenlerin varlığı ve kalıcılığı bulunmaktadır. Öte yandan arazi uygulamasının avantajları, mezbaha atıksularından yararlı yan ürünlerin geri kazanılması, alternatif gübre kaynağı ve toprak yapısının iyileştirilmesini içermektedir (Mittal, 2004).

2.2.3. Biyolojik arıtım yöntemleri

Mezbaha atıksularında BOİ konsantrasyonunun azaltılması, birincil arıtmadan sonra kalan çözünmüş organik bileşiklerin giderilmesiyle ikincil arıtmanın ana odak noktasıdır. Biyolojik arıtma genellikle entegre et tesislerinde ikincil bir arıtma işlemi

olarak uygulanmaktadır; burada aerobik ve anaerobik bozunma, arıtılan mezbaha atıksularının özelliklerine bağlı olarak ayırık veya birleşik işlemler olarak kullanılmaktadır. Biyolojik arıtma, mikroorganizmalar kullanılarak mezbaha atıksularından organikleri ve nihayetinde patojenleri uzaklaştırmak için kullanılmaktadır. Ayrıca, biyolojik arıtma, aerobik veya anaerobik süreçlerle entegre et endüstrisi atıklarından %90'a kadar BOİ'yi giderebilmektedir (Mittal, 2004). Biyolojik arıtma, diğerlerinin yanı sıra anaerobik, aerobik ve fakültatif lagünler, aktif çamur ve damlatmalı filtreler dâhil olmak üzere çeşitli işlemlerin farklı kombinasyonlarını içerebilmektedir (Masse ve Masse, 2000). Arıtma tipi genellikle atıksu özelliklerine, atıksu yönergelerine ve mevcut en iyi teknolojiye bağlıdır. Yukarı akışlı anaerobik çamur blanket, anaerobik filtre, aktif çamur, hareketli yatak biyofilm reaktör, ardışık kesikli reaktör gibi reaktörler mezbaha atıksularının arıtımını başarıyla gerçekleştirmiştir. Aralıklı ardışık kesikli reaktörün uygulanması, harici karbon kaynağının eş zamanlı olarak ortadan kaldırılmasıyla birlikte azaltılmış havalandırma oranlarıyla sonuçlandığı için, kombine reaktörlerden daha faydalıdır. Ancak anaerobik ve aerobik reaksiyon süresi, yükleme hızları, karıştırma hızı, çözünmüş oksijen, hidrolik bekleme süresi, MLSS, F/M gibi belirli koşulların periyodik olarak kontrol edilmesi ve izlenmesi gerekmektedir. Aralıklı ardışık kesikli reaktör gelecek vaat eden bir teknoloji olmasına rağmen, hem pilot hem de gerçek ölçekte daha fazla titiz araştırma yaparak yetkinliğini sağlaması gerekmekte, mezbaha atıksularının arıtımında metan üretimi ve aerobik ve anaerobik mikroorganizmaların, özellikle metanojenlerin rolü hakkında araştırmalar yapılmasına ihtiyaç bulunmaktadır (Aziz ve ark., 2019).

2.2.4. Fizikokimyasal arıtım yöntemleri

Fizikokimyasal arıtma yöntemleri genellikle katıların sıvıdan ayrılmasını içermektedir. Ön arıtmayı takiben, mezbaha atıksularının içeriğine bağlı olarak bir birincil veya ikincil arıtmaya tabi tutulması önerilmektedir. Birincil arıtımın tipik yöntemlerinden biri, özellikle mezbaha atıksularında yağ, toplam katı madde ve BOİ'nin azaltılmasına yönelik çözünmüş hava flotasyonu (DAF) sürecidir (Al-Mutairi ve ark., 2004). Bunun yanı sıra mezbaha atıksularının arıtımında koagülasyon-flokülasyon (Gökçek ve Özdemir, 2020) ve elektrokoagülasyon (Paulista ve ark., 2018) prosesleri de uygulanmıştır.

2.2.5. Membran prosesler

Mezbaha atıksyununun arıtılmasında membran prosesler çokça çalışılmıştır (Almandoz ve ark., 2015; Coskun ve ark., 2016; Malmali ve ark., 2018; Çetinkaya ve Bilgili, 2022). Ters ozmos, nanofiltrasyon, ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyon prosesleri ile kolloidler ve makromoleküller uzaklaştırılmaktadır. Membran arıtım teknolojisi ile yüksek organik madde giderimi sağlanabilmekte fakat bazı organikler giderilememektedir. Membran proseslerde membranın tıkanması büyük sorunlara yol açmaktadır. Tıkanma probleminin üstesinden gelebilmek için jet loop reaktör modifiye edilerek tasarlanan membran biyoreaktörlerle de mezbaha atıksularının arıtımının yapıldığı çalışmalar mevcuttur (Uzuner, 2021).

2.2.6. İleri oksidasyon prosesleri (İOP)

İOP'ler, geleneksel arıtmaya alternatif ve mevcut biyolojik işlemlere ön işlem veya son işlem olarak tamamlayıcı bir arıtım seçeneği haline gelmektedir. Ayrıca, İOP'ler, su dezenfeksiyonunda yaygın olarak kullanılan klorlama gibi diğer tekniklere kıyasla mezbaha atıksularına ilave kimyasallar ekmeden mikroorganizmaları etkisiz hale getirebilir, böylece tehlikeli yan ürünlerin olası oluşumunu önleyebilir (De Sena ve ark., 2009). Bu nedenle, İOP'ler tamamlayıcı arıtma olarak mükemmel sonuçlar elde edilmesini sağlayan, ileri bozunma, suyun yeniden kullanımı ve kirlilik kontrol süreçlerinde uygun çözümler üreten alternatif yöntemler olarak kabul görmektedir (Tabrizi ve Mehrvar, 2004; De Sena ve ark., 2009; Cao ve Mehrvar, 2011; Barrera ve ark., 2012).

Ozonlama teknolojisi, mezbaha atıksularının arıtımı için Millamena (1992) tarafından kullanılmıştır. Sonuçlar, mezbaha atıksuyundaki organik maddelerin çoğunun giderilmesi için 110 mg/sa'lik düşük konsantrasyonlu bir ozon akışının kullanılmasının mümkün olmadığını göstermiştir. Ön arıtma ile ozonlamanın BOİ giderimi açısından genel verimliliği %42 mertebesinde, toplam organik karbon (TOK) %34 giderime ulaşmıştır ve KOİ ile %58 oranında daha iyi uzaklaştırma elde edilmiştir. Ozonlama, mezbaha atıksularının arıtımı için Wu ve Doan (2005) tarafından da kullanılmıştır. Sonuçlar, ozonun L başına 23.09 mg/dk'ya kadar bir ozon dozu kullanılarak 8 dakika sonra mezbaha atıksularının dezenfekte edilmesinde etkili olduğunu göstermektedir.

Mikroorganizmaların %99'a kadarı inaktive edilmiştir. Bununla birlikte, KOİ ve BOİ giderimi sırasıyla yalnızca %10.70 ve %23.60'dır.

Gama radyasyonu (GR) ile mezbaha atıksularının arıtımı için düşük KOİ, BOİ ve toplam katı madde (TKM) verimlilik giderimleri elde edilmiştir (Melo ve ark., 2008). Bununla birlikte, yüksek absorbe edilen ışınlama dozajlarında %38.65-85.75 aralığında bir BOİ düşüşü gözlenmiştir. Yüksek dozlarda elde edilen sonuçlar olmasına rağmen, bu teknolojiyle ilişkili maliyetler ana dezavantajdır.

UV/H₂O₂ işlemi, en yaygın kullanılan İOP'lerden biridir. UV/H₂O₂ işleminin mezbaha atıksularının arıtımı için etkili olduğu bulunmuştur. Kirleticilerin UV/H₂O₂ ile oksidasyonu ve bozunması, H₂O₂'in UV ışığı ile reaksiyonundan üretilen oldukça reaktif bir tür olan hidroksil radikallerine (OH•) dayanır (Tabrizi ve Mehrvar, 2004; De Sena ve ark., 2009; Cao ve Mehrvar, 2011; Barrera ve ark., 2012).

Luiz ve ark. (2009) ikincil bir mezbaha atıksuyunun arıtılması için UV/H₂O₂ sürecini değerlendirmiştir. Sonuçlar, organik maddenin uzaklaştırılmasında UV/H₂O₂ işleminin tek başına geleneksel UV'den daha etkili olduğunu göstermektedir. UV/H₂O₂ işlemi, aromatiklerin ayrıştırılmasında yalnızca UV'ye göre beş kat daha hızlıdır. 5 saatlik arıtmadan sonra KOİ gideriminde %95'e varan oranlara ulaşılmıştır.

De Sena ve ark. (2009), bir laboratuvar ölçeğinde UV/H₂O₂ ve foto-Fenton kullanılarak SWW arıtımı için İOP'lerin etkililiğini incelemiştir. Sonuçlar, İOP'lerin, sırasıyla %97.60 ve 95.70'e varan genel KOİ ve BOİ giderme oranları ile önceden işlenmiş mezbaha atıksularından organiklerin uzaklaştırılmasını artırdığını göstermiştir. Bu nedenle, İOP'lerin suyun yeniden kullanımı için mezbaha atıksularının kalitesini artırdığı düşünülebilir.

Yapılan bir çalışmada (Kanafin ve ark., 2022), mezbaha atıksuyunun UV-C ışığı (254 nm) altında arıtımı için hidrojen peroksit, potasyum persülfat, titanyum dioksit ve demir tuzları gibi farklı kimyasal türler kullanılmıştır. UV fotolizi veya Fe katkılı TiO₂ fotokataliz pratik olarak verimsiz sonuçlar vermiş, katkısız TiO₂ uygulaması ise 60 dakikalık UV ışımından sonra %44 TOK giderimi ile sonuçlanmıştır. UV ışığı altında 98 mM H₂O₂ kullanımı, 150 dakika sonra %74 TOK giderimine yol açmıştır. Bu sisteme Fe(II) iyonlarının eklenmesi ve başlangıç pH'ının 3'e ayarlanması, 150 dakika sonra TOK giderimini %82.5'e yükseltmiştir. Son olarak, UV'nin 15 mM K₂S₂O₈ ile kombinasyonu, %85 TOK giderimi ile sonuçlanmıştır.

Bu tez çalışmasında uygulanacak olan elektrokimyasal oksidasyon prosesi 2.3. Elektrokimyasal Arıtım Prosesleri başlığı altında incelenmiştir.

2.3. Elektrokimyasal Prosesler

Son yıllarda elektrokimyasal arıtım teknolojileri, artan içme suyu temini standardı ve atıksu deşarjına ilişkin katı çevre düzenlemeleri neticesinde daha da önem kazanmıştır. Günümüzde elektrokimyasal teknolojiler, maliyet, arıtma süresi ve aynı zamanda verimlilik açısından diğer teknolojilerle karşılaştırılabilir. Bu yöntemin, çeşitli atıksu türlerinin arıtılmasında etkili olduğu gösterilmiştir.

Elektrokoagülasyon (EC), akımın, pıhtılaştırıcı olarak hareket eden metal iyonlarının salınmasıyla sonuçlanan Al veya Fe elektrotlarına uygulandığı bir süreçtir (Ganzenko ve ark., 2014). Elektrokoagülasyonun bir varyasyonu dahili mikro-elektroliz olarak adlandırılır. Normal EC sırasında, elektrik gücü dışarıdan sağlanırken, mikroelektroliz bir galvanik hücre olarak çalıştırılır (Fan ve ark., 2009).

Elektrokimyasal indirgeme, kirletici maddelerin katotta elektron transferiyle azaltıldığı bir arıtma işlemidir. Genel olarak oksidasyon yöntemlerine kıyasla zayıf dekontaminasyon sunduğundan, elektrokimyasal indirgemeyi araştıran daha az makale yayınlanmıştır (Lopes ve ark., 2004).

Elektrokimyasal gelişmiş oksidasyon prosesleri (EAOP'ler) kirletici maddelerin üst düzeyde uzaklaştırılmasını ve hatta tamamen mineralleşmelerini sağlamaktadır. EAOP'ler, uygulanan elektrik akımı ve uygun katalizörün optimal koşulları altında hidroksil radikal üretimini mümkün kılan çevre dostu teknolojilerdir. Akımın uygulanması, EAOP'lerin birçok farklı özelliğinden biri olan, sürecin geniş ölçekte tam otomatikleştirilmesine izin verir (Ganzenko ve ark., 2014). Elektrokimyasal oksidasyon diğer ileri oksidasyon prosesleri ve konvansiyonel arıtım metotlarıyla kıyaslandığında, ikincil bir atık oluşumuna neden olmamaktadır. Diğer teknolojilere göre kullanım kolaylığına sahiptir ve yüksek organik madde içeriğine sahip olan atıksularda bile başarıyla kullanılabilir. En büyük dezavantajı biyolojik arıtım sistemleri ile kıyaslandığında yüksek enerji tüketimi ile bağlantılı işletme maliyetleridir (Ozturk ve ark., 2021).

Elektrokimyasal arıtımda, organik madde giderimi iki oksidasyon mekanizmasına bağlı olarak gerçekleşir:

(i) Kirletici maddelerin anot yüzeyine adsorbe edildiği ve anodik elektron transfer reaksiyonu ile yok edildiği doğrudan anodik oksidasyon ve

(ii) Elektrokimyasal olarak oluşan oksidanların aracılık ettiği sıvıda gerçekleşen dolaylı oksidasyon; bu tür oksidanlar arasında klor, hipoklorit, hidroksil radikalleri, ozon ve hidrojen peroksit yer alır (Awang ve ark., 2011).

Doğrudan oksidasyonda elektrokimyasal işlemin verimliliği, substratın kütle transferi ile elektrot yüzeyindeki elektron transferi arasındaki ilişkiye bağlı olacaktır. Elektron transfer hızı, elektrot aktivitesi ve akım yoğunluğu ile belirlenir. Organik kirleticilerin anodik oksidasyonu sırasında iki farklı yol izlenebilir (Anglada ve ark., 2011):

- Elektrokimyasal dönüşüm. Organik bileşikler sadece kısmen oksitlenir (Eşitlik 2.1). Bu nedenle, daha sonra ilave bir arıtım gerekebilir. Burada R organik bileşikler göstermektedir.



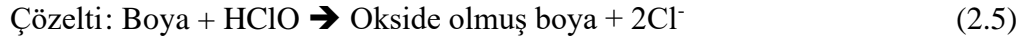
- Elektrokimyasal yanma. Organik bileşikler su, karbondioksit ve diğer inorganik bileşenlere dönüştürülür (Eşitlik 2.2):



Dolaylı elektrokimyasal oksidasyon sırasında, anot yüzeyinde güçlü bir oksitleyici ajan elektro⁻ üretilir ve daha sonra toplu çözeltideki kirleticileri yok eder. En yaygın elektrokimyasal oksidan muhtemelen anotta klorürün oksidasyonu ile oluşan klordur. Aktif klorun organik kirleticilerin oksidasyonundaki rolü net olmasa da, amonyak oksidasyonunun genellikle bu mekanizma aracılığıyla gerçekleştiği kabul edilmektedir. Aktif klorun yaygın kullanımı, kloridin atıksularda her yerde bulunmasından ve oldukça etkili etkisinden kaynaklanmaktadır.. Elektrokimyasal olarak üretilen diğer yaygın oksidanlar hidrojen peroksit, peroksodisülfürik asit (H₂S₂O₈) ve ozondur. Metal katalitik araçlar (Ag⁺², Co⁺³, Fe⁺³, vb.) ayrıca elektro-Fenton şemasında olduğu gibi hidroksil radikallerinin oluşumu için kullanılır. Bununla birlikte, metal iyonlarının kullanımı, ilk atıksudan daha yüksek toksisiteye sahip bir atıksu ile sonuçlanabilir. Bu nedenle, bu yaklaşım metalik türleri geri kazanmak için bir ayırma adımı gerektirir (Anglada ve ark., 2011).

Elektrokimyasal oksidasyon sırasında, klorür anodik olarak klor/hipoklorik aside dönüştürülür (Eşitlik 2.3-4); daha sonra, boyaları ara ürünlere oksitleyebilen güçlü

oksidanlar olan klor/hipoklorik asit, rengin giderilmesine yol açar (Eşitlik 2.5) (GilPavas ve ark., 2020).



Arıtmanın başarısı, öncelikle atıksuyun fizikokimyasal özelliklerine, ikinci olarak elektrot malzemelerine ve dolayısıyla uygulanan işlemin türüne bağlıdır. OH⁻ üretimine dayanan EAOP'ler, çözülmüş organik kirleticileri, özellikle OH⁻ ile en yüksek reaksiyon sabitlerine sahip aromatik/siklik ve doymamış bileşikler parçalamada oldukça etkilidir (Buxton ve ark., 1988).

Elektrot malzemesinin seçimi, prosesin seçiciliğini ve verimliliğini etkilediği için büyük önem taşımaktadır. Elektrot malzemesi yüksek fiziksel ve kimyasal kararlılık, erozyona, korozyona ve pasivasyon katmanlarının oluşumuna karşı direnç, yüksek elektriksel iletkenlik, katalitik aktivite ve seçicilik, düşük maliyet/ömür oranı gibi özelliklere sahip olmalıdır. Ucuz ve dayanıklı elektrot malzemelerinin kullanımı tercih edilmelidir (Anglada ve ark., 2011). Spesifik olarak, bor katkılı elmas (BDD) gibi aktif olmayan anotlarla elektrokimyasal oksidasyon (EO), büyük miktarlarda serbest hidroksil radikallerinin üretimini kolaylaştırır (Marselli ve ark. 2003). Bu radikaller, atıksularda bulunan organik maddenin tam mineralizasyonunu teşvik eden yüksek bir oksidasyon potansiyeli (2.8 V) sunar (Ameta ve ark. 2012). Yüksek O₂ oluşum potansiyeline sahip anotlar, yüzeylerinde •OH üretme kapasitesine sahiptir (M(•OH)) ve doğrudan anodik oksidasyon (AO) için mükemmel malzemelerdir, anotlar ise oksidasyondan klor oksidatif türler üretme yeteneğine sahiptir (Garcia ve ark., 2022). Çoğu araştırmacı, elverişli malzemelerin seçimi, uygun elektrot tasarımı ve hazırlama sürecinin iyileştirilmesi yoluyla yüksek performanslı, düşük maliyetli ve pratikte kolay uygulanabilen anot malzemelerinin hazırlanması ile ilgili çalışmalar yapmışlardır ve yaygınlıkla grafit ve saf metal elektrotlara odaklanılmış, sonrasında BDD ve titanyum oksit vb. elektrotlar yaygınlaşmıştır (Qiao ve Xiong 2021).

Daha büyük ölçeklerde bu arıtım proseslerinin uygulanmasını engelleyen ana dezavantaj, özellikle de tam mineralizasyona kadar olan uzun arıtma süresi boyunca enerji tüketimiyle ilgili olan nispeten yüksek maliyetleridir (Oller ve ark., 2011). Yüksek maliyetler için çözüm biyolojik arıtmayla EAOP'lerin kombinasyonu

olabilmektedir. Bunun yanı sıra arıtımın daha kısa bekleme sürelerinde başarılabilmesi ve daha uygun elektrotların seçimi de maliyeti düşürecektir.

Son yıllarda, organik kirleticiler içeren atıksuların arıtılması için elektrokimyasal teknolojilerde büyük ilerleme kaydedilmiştir. Aslında elektrokimyasal teknolojiler, proses endüstrisindeki birçok çevresel soruna alternatif bir çözüm sunar, çünkü elektronlar çok yönlü, verimli, uygun maliyetli, kolay otomatikleştirilebilir ve temiz bir reaktif sağlar.

Yapılan bir çalışmada (Awang ve ark., 2011) Malezya'da bulunan bir mezbaha atıksuyunun son arıtımında elektrokimyasal oksidasyon yöntemi uygulanmıştır. Akım yoğunluğunun, reaksiyon süresinin ve başlangıç KOİ konsantrasyonunun renk, BOİ ve KOİ parametrelerine etkisi ve pH incelenmiştir. Kesikli deneylerde alüminyum elektrotlar kullanılmış ve elektrolit olarak sodyum sülfat eklenmiştir. Deneyler, 3 seviyeli faktöriyel tasarıma dayalı olarak gerçekleştirilmiş ve sonuçları analiz etmek için Yanıt Yüzey Metodolojisi (RSM) kullanılmıştır. Optimum çalışma koşulları (RSM ile elde edilir) giriş KOİ 220 mg/L, akım yoğunluğu 30 mA/cm² ve reaksiyon süresi 55 dakika olarak elde edilmiştir. Bu, renk giderimi %96.8, BOİ %81.3, KOİ giderimi %85.0 ve pH 8.74 ile sonuçlanmıştır. Arıtılmış atıksu, Çevre Kalite Yasasında belirtilen deşarj limitlerini karşılayan BOİ 15 mg/L, KOİ 33 mg/L ve pH 8.74'e sahiptir. Sonuçlar, alüminyum elektrotların kullanıldığı elektrokimyasal işlemin renk, BOİ ve KOİ giderimi için etkili olduğunu göstermektedir. Çözelti iletkenliğini artırarak ve çözelti direncini düşürerek enerji tüketimini azaltmak için daha yüksek doz elektrolit önerilmiştir. Sınırlı saha alanı ve atıksuda inatçı organik maddelerin varlığı gibi özel tesis koşulları, bu arıtmanın kullanımını destekleyebilecektir. Mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyon kullanılarak arıtılmasının etkili olduğunu görülmektedir.

Alfonso-Muniozguren ve ark. (2020) tarafından yapılan çalışmada elektrokimyasal oksidasyon (EO) ve ilgili proseslerin tek başına veya ön ozonlamayla birlikte mezbaha atıksu arıtımı için etkinliği incelenmiştir. Atıksu daha önce kum tutucu, yağ giderme, biyolojik arıtma ve çökeltme işlemlerine tabi tutulmuş, ancak organik bileşikler, askıda katı maddeler ve renk açısından arıtılmış kentsel atıksular için Avrupa emisyon sınırlarına uygun değerler elde edilememiştir. Tek başına EO'nun yanı sıra, aşağıdaki işlemler uygulanmıştır: Hidrojen peroksit ile EO (EO/H₂O₂), UV-C ışığı ile EO ve UV-C ışığı (EO/UVC) ve hidrojen peroksit ile EO (EO/UVC/H₂O₂). Elektrokimyasal oksidasyon işlemi için platin katot ve bor katkılı elmas anot elektrotlar kullanılmıştır. Ön ozonlama olmadan, elektrokimyasal işlemler mineralizasyon ve renk

giderme yeteneklerine göre aşağıdaki sırayla düzenlenebilir: EO < EO/H₂O₂ < EO/UVC < EO/UVC/H₂O₂. 25 mg Pt-Co/L'lik bir renge ulaşmak için, EO için 480 dakikadan fazla, EO/H₂O₂ için yaklaşık 400 dakika, EO/UVC için yaklaşık 260 dakika ve EO/UVC/H₂O₂ için yaklaşık 120 dakikaya ihtiyaç duyulmuştur. Bu işlemler gerçekleşirken, kimyasal oksijen ihtiyacı ve askıda katı maddeler, Avrupa emisyon sınır değerlerinin altında olarak kaydedilmiştir. Ön ozonlama aşaması, orijinal organik bileşikler kolayca oksitlenebilir bileşiklere dönüştürerek EO ile organik uzaklaştırmayı ve tüm ilgili işlemleri iyileştirmiştir. Bunun ötesinde, ozonlamanın kendisi askıda katı maddelere ve yasal/izin verilebilir deşarj limitleri ile uyumlu değerlere renk azaltılmasına yol açmıştır. Elektrokimyasal gelişmiş oksidasyon prosesleri (EİOP'ler), inatçı bileşikler giderilebilmeleri nedeniyle mezbaha atıksularının son arıtımı için iyi bir alternatif olarak düşünülebilir.

Yapılan başka bir çalışmada (Ozturk ve Yilmaz, 2019) mezbaha atıksuları için elektrokimyasal oksidasyon (EO) işlemlerinin uygulanabilirliği, arıtma verimliliği ve enerji tüketimi değerleri birlikte değerlendirilerek incelenmiştir. Destekleyici elektrolit tipi (Na₂SO₄, NaNO₃ ve NaCl), elektrolit konsantrasyonu (0.01-0.1 M), başlangıç pH'sı (3-9), akım yoğunluğu (4.73-14.20 mA/cm²) atıksuyun seyreltme oranı (1/1-1/4) gibi işletim parametrelerinin kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam organik karbon (TOK), toplam azot, toplam askıda katı madde (TAKM) ve renk gideriminde etkisi araştırılmıştır. Reaktörde elektrot olarak üç adet Ti/Pt ağ tipi anot ve üç adet Ti örgü tipi katot kullanılmıştır. En etkili elektrolit türü NaCl olarak gözlenmiştir. 0.025 M NaCl ve 25°C reaksiyon sıcaklığında, sabit 4.73 mA/cm² akım yoğunluğunda ve 7.03 pH'ta 4 saatlik reaksiyon süresinde kullanılmasıyla, hem enerji tüketimi hem de uzaklaştırma verimliliği için optimum koşullar elde edilmiştir. Optimum koşullarda, TAKM, TOK, KOİ, toplam azot ve renk giderme verimleri sırasıyla %99.5, %88.0, %92.2, %93.5 ve %99.9 olup bu koşullar altında enerji tüketimi 153,57 kWh/m³ ve 14,12 kWh/kg KOİ'dir. Enerji maliyeti 1,69 \$/kg KOİ olarak hesaplanmıştır. Ayrıca sonuçlar, organiklerin neredeyse tam mineralizasyonunun 4 saatlik işlemde sonra elde edildiğini açıkça göstermektedir. Ne yazık ki, kesim döngüsü başına üretilen büyük hacimli atıklar hesaba katıldığında, uzun arıtma sürelerine duyulan ihtiyaç pratik değildir, ancak reaktör hidrodinamik koşulları içerecek şekilde geliştirilirse veya EO arıtma süresinden daha kısa olan başka bir arıtma işlemiyle birleştirilirse yeni bir kurulum mümkün olabileceği belirtilmiştir.

Diğer bir çalışmada (Abdelhay ve ark., 2017) laboratuvarında hazırlanan bor katkılı elmas elektrot kullanılarak kanatlı hayvan mezbaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyon yöntemiyle arıtımı incelenmiştir. Çeşitli proses değişkenlerinin, uygulanan akım yoğunluğunun, başlangıç pH'sının, destekleyici elektrolit malzemesinin ve elektrokoagülant konsantrasyonunun KOİ, renk ve bulanıklık giderimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Sonuçlar, uygulanan akım yoğunluğunun 3.83 mA/cm^2 'ye yükseltilmesinin KOİ, renk ve bulanıklık giderimi üzerinde olumlu etkisi olduğunu göstermiştir. Bu parametreler sırasıyla %100, %90 ve %80'e yükselmiştir. KOİ'nin tamamen uzaklaştırılması, destekleyici elektrolit olarak NaCl (%1) varlığında tespit edilebilmiştir. Na_2SO_4 , KOİ giderimi açısından NaCl'den daha düşük etkinlik göstermiştir. KOİ bozunma kinetiği, yalancı birinci dereceden reaksiyon ile uyumlu bulunmuştur. Na_2SO_4 ve FeCl_3 'ün eşzamanlı kullanımı, elektrokoagülasyon nedeniyle atıksudaki bulanıklığı %98 oranında azaltmıştır.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Kimyasal maddeler

Çalışmada kullanılan bütün kimyasal maddeler ticari olarak Merck ve Sigma firmalarından temin edilmiştir. KOİ analizleri için standart potasyum dikromat çözeltisi ($K_2Cr_2O_7$), sülfürik asit reaktifi (H_2SO_4) 20%, ferroin indikatör çözeltisi, demir amonyum sülfat kimyasalları kullanılmıştır. Koagülasyon-flokülasyon deneylerinde kullanılan alüminyum sülfat Merck firmasından ve alüminyum klorür hidroksit ACH firmasından temin edilmiştir. Renk tayininde; potasyum kloroplatinat (K_2PtCl_6), kobalt klorür ($CoCl_2 \cdot 6H_2O$), hidroklorik asit (HCl), sodyum hidroksit (NaOH) kimyasal maddeleri kullanılmıştır.

3.1.2. Kullanılan cihazlar

Deneysel çalışmalarda kullanılan laboratuvarlar cihazları ve kullanım amaçları Çizelge 3.1’de özetlenmiştir.

Çizelge 3.1. Tezde kullanılan cihaz marka/modelleri

Cihazın Adı/Modeli	Kullanım Amacı
Saf su cihazı / MP Minipure dest	Saf su temin edilmesi
pH metre / Hach multi HQ40d	pH ölçümlerinin yapılması
Spektrofotometre / Hach DR2800	Spektrofotometrik okumaların yapılması
Etüv / Binder	Numunelerin ve malzemelerin kurutulması
Hassas terazi / Sartorius TE 214 S	Numunelerin tartımı
İletkenlik ölçer / Hach multi HQ40d	İletkenlik ölçümlerinin yapılması
Spektrofotometre / Hach DR 2800	KOİ ve renk tayininde kullanılması
Termoreaktör / Velp Scientifica	KOİ ve renk tayininde kullanılması
Güç kaynağı / Rigol DP811A	Elektrokimyasal oksidasyon reaktöründe akımın sağlanması
Manyetik karıştırıcı / Velp Scientifica	Elektrokimyasal oksidasyon reaktöründe karışımın sağlanması
Otomatik pipet / Brand	Çözeltilerin hazırlanması
Jar test düzeneği / Velp FC6S	Koagülasyon-flokülasyon deneylerinin yapılması

3.1.3. Atıksu temini ve özelliklerinin belirlenmesi

Tez çalışmasında Konya’da hizmet veren bir mezbaha tesisinden atıksu örnekleri alınmıştır. Tesis günlük 250 büyükbaş ve 400 küçükbaş hayvan kesim kapasitesine sahiptir. Atıksu örneğinin alındığı tarihte %10-20 kapasitede çalışıyor durumdadır. Tez çalışmasında kullanılan atıksular kesimhaneden kaynaklanan yıkama suyu ve personel evsel atıksuyunun birleşerek arıtma tesisine gönderildiği noktadan alınmıştır. Atıksuyun yüksek organik içeriğe sahip olması nedeniyle arıtım işleminde öncelikle KOİ ve ikincil olarak da renk ve pH parametreleri takip edilmiştir. Parametrelerin analizinde arıtılmamış sudaki KOİ ve renk seviyeleri tespit edilip, KOİ için kapalı reflux, titrimetrik metodu (SM 5220 C); renk için spektrofotometrik - tek dalga boyu yöntemi (SM 2120 C) standart metotları uygulanmıştır. Ağır metal ve mineral tayininde Skujins (1998) tarafından açıklanan yöntemle göre hazırlanan numunelerde, ICP AES (Varian-Vista, Avustralya) cihazı kullanılarak analizler gerçekleştirilmiştir.

3.1.4. Elektrokimyasal oksidasyon düzeneği

11 cm x 6 cm x 10 cm boyutlarında pleksiglas bir reaktör oluşturulmuştur. Reaktör içerisinde elektrotların aralarında 2.5, 5.0 ve 7.5 cm mesafe oluşturacak şekilde yerleşmesini sağlayan yuvalar bulunmaktadır (Şekil 3.1). Reaktör içerisindeki karışımı sağlamak için manyetik karıştırıcıdan faydalanılmıştır. Elektrokimyasal oksidasyon işleminde ihtiyaç duyulan akım elektrotların güç kaynağına bağlanması suretiyle sağlanmıştır. Şekil 3.2. de görülen 9 cm x 4.9 cm yüzey alanına sahip paslanmaz çelik, grafit ve bor katkılı elmas elektrotlar kullanılmıştır. BDD elektrot Condias GmbH (Almanya) firmasından, çelik ve grafit elektrotlar ise yerel firmalardan temin edilmiştir.



Şekil 3.1. DC güç kaynağı ve elektrokimyasal oksidasyon reaktör düzeneği



Şekil 3.2. Denemeler süresince kullanılan (çelik, grafit, BDD) anot ve katotlar

3.2. Yöntem

3.2.1. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi

Kimyasal oksijen ihtiyacı, atıksuların organik kirlilik derecesini belirlemede kullanılan önemli parametrelerden biridir. KOİ, standart ölçüm yöntemlerine göre kapalı Reflux titrimetrik yöntemiyle ölçülmüştür. (SM 5220 C). KOİ analizi için temizlenmiş vial, 2.5 mL numune, 1.5 mL $K_2Cr_2O_7$ (standart potasyum dikromat çözeltisi, 0.01667 M) ve 3.5 mL H_2SO_4 reaktifi ilave edilip vialin ağzı sıkıca kapatılıp, çalkalanmıştır. $150\text{ }^\circ\text{C} \pm 2$ ayarlı termoreaktörde 2 saat ısıtmaya bırakılmış, reaksiyon tamamlandıktan sonra, vialler termoreaktörden çıkarılıp, oda sıcaklığına kadar soğuması beklenmiştir. Oda sıcaklığına gelen numunenin üzerine 2 damla ticari ferroin indikatörü ilave edilip, demir amonyum sülfat çözeltisi (FAS, 0.1 M) ile titrasyon yapılmış ve

Eşitlik 3.1'e göre KOİ, mg oksijen/L olarak hesaplanmıştır. Numunede seyreltme yapıldığında, seyreltme katsayısı çıkan sonuçla çarpılmıştır.

$$KOİ \text{ (mg O}_2\text{/L)} = \frac{(A - B)}{V} * M * 8000 \quad (3.1)$$

- A : Blank (şahit) için kullanılan FAS hacmi, mL
 B : Örnek (numune) için kullanılan FAS hacmi, mL
 V : Analizde kullanılan numune hacmi, mL
 M : FAS çözeltisinin molaritesi, M
 8000 : Oksijenin milieküvalent ağırlığı x 1000 mL/L

Deneysel çalışmalarda KOİ giderim verimleri Eşitlik 3.2'ye göre hesaplanmıştır.

$$KOİ \text{ giderim (\%)} = \frac{\text{Arıtılmamış Numune KOİ Değeri} - \text{Arıtılmış Numune KOİ Değeri}}{\text{Arıtılmamış Numune KOİ Değeri}} * 100 \quad (3.2)$$

3.2.2. Renk analizi

Renk analizi için spektrofotometrik-tek dalga boyu yöntemi (Standart Metot 2120C) kullanılmıştır. Standart metotlara uygun olarak potasyum kloroplatinat (K_2PtCl_6), kobalt klorür ($CoCl_2 \cdot 6H_2O$) ve hidroklorik asit (HCl) kullanılarak stok renk çözeltisi oluşturulmuş ve gerekli seyreltmeler yapılarak kalibrasyon denklemleri elde edilmiştir. Kalibrasyon denklemini elde edebilmek için 456 nm dalga boyunda spektrofotometrede (Hach DR2800) absorbans değerleri belirlenmiştir. Deneysel çalışmalarda elde edilen numuneler için de spektrofotometrede 456 nm dalga boyunda spektrofotometrik okumalar yapıldıktan sonra kalibrasyon denklemi kullanılarak renk Pt-Co biriminde hesaplanmıştır. Deneysel çalışmalarda renk giderim verimleri Eşitlik 3.3'e göre hesaplanmıştır.

$$\text{Renk giderim (\%)} = \frac{\text{Arıtılmamış Numune Renk Değeri} - \text{Arıtılmış Numune Renk Değeri}}{\text{Arıtılmamış Numune Renk Değeri}} * 100 \quad (3.3)$$

3.2.3. Diğer analizler

Mezbaha atıksuyunun pH, iletkenlik, sıcaklık ve akım yoğunluğu değişimleri de sürekli takip edilmiştir. Zamanla alınan numunelerin pH, elektriksel iletkenlik değerleri probalar kullanılarak belirlenmiştir. Bunun yanı sıra sabit akım verilen sistemde voltaj değişimleri ayarlanabilir güç kaynağı kullanılarak sürekli olarak takip edilmiştir.

Ağır metal ve mineral tayininde Skujins (1998) tarafından açıklanan yöntemle göre hazırlanan numunelerde, ICP AES (Varian-Vista, Avustralya) cihazı kullanılarak analizler gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla 0.5 mL hacminde su numunesi öncelikle kapalı bir mikrodalga sisteminde (Cem-MARS Xpress) 5 mL %65 HNO₃ ve 2 mL %35 H₂O₂ ile karıştırılmıştır. Hacmi 20 mL'ye tamamlamak için numunelere ultra deiyonize su ilave edilmiş ve cihazda analizleri gerçekleştirilmiştir.

3.2.4. Elektrokimyasal oksidasyon deneyleri

Tez çalışmasında birinci aşamada arıtım performansı ve maliyet göz önünde bulundurularak en uygun elektrot çiftleri seçilmiştir. Bu amaçla anot ve katotta sırasıyla çelik-çelik, grafit-grafit, BDD-çelik ve BDD-grafit elektrotlar yerleştirilerek aynı başlangıç şartlarında zamana bağlı olarak KOİ giderimleri incelenmiştir. Başlangıç şartı olarak pH değeri değiştirilmemiş, atıksuyun orijinal değeri kullanılmıştır. Elektrotlara 10 V değerinde elektrik akım verilmiş ve elektrotlar arasındaki mesafe 2.5 cm olarak ayarlanmıştır. Akım vermeye başladıktan sonra 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210 ve 240. dakikalarda reaktörden örnekler alınarak KOİ analizleri yapılmıştır.

Tezin ikinci aşamasında ön arıtımın elektrokimyasal oksidasyon prosesine katkısının belirlenebilmesi amacıyla, atıksu numunesine alüminyum sülfat ve ACH koagülan maddeleri kullanılarak koagülasyon-flokülasyon işlemi uygulanmış ve KOİ giderim verimleri takip edilmiştir. Bu amaçla jar test düzeneğinde 500 mL hacmindeki numunelere 100, 250, 500, 750 ve 1000 mg/L alüminyum sülfat dozlanmış, 3 dk 150 rpm, 20 dk 45 rpm hızında karıştırılmış ve 60 dk çökelmeye bırakılmıştır. Aynı işlemler alüminyum sülfat ile aynı miktarda alüminyum içeren dozlarda ACH koagülan maddesi için de tekrarlanmıştır. En iyi KOİ gideriminin sağlandığı koagülan madde dozlanan beherde elde edilmiş süpernatant tabakası ayrılarak, tezin birinci kısmında uygulanan başlangıç şartlarına göre elektrokimyasal oksidasyon deneyleri gerçekleştirilmiş ve KOİ giderim verimleri hesaplanmıştır.

Tezin üçüncü aşamasında seçilen elektrot çiftleri için akım yoğunluğu (5, 10 ve 15 V) ve pH (3, 5, 7, 9) değerlerinin KOİ giderim verimi üzerine etkileri süreye bağlı olarak incelenmiştir. Elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde özgül enerji tüketimlerinin hesaplanmasında Eşitlik 3.4 kullanılmıştır.

$$E = \frac{V \cdot I \cdot t}{\Delta C \cdot V_R} \quad (3.4)$$

Burada,

E : enerji tüketim değeri (W-saat/g KOİ),

I : ortalama akım şiddeti (A),

V : ortalama hücre potansiyeli (Volt),

t : zaman (saat),

V : reaktördeki toplam çözelti hacmini göstermektedir (L).

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

4.1. Mezbaha Atıksuyunun Genel Özellikleri

Elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde kullanılan mezbaha atıksuyunun genel özellikleri tezin bir önceki bölümünde verilen analiz metotlarına göre belirlenmiş ve Çizelge 4.1-3’de verilmiştir. Ham mezbaha atıksuyunun pH değeri 7.16 olarak ölçülmüştür. Farklı zamanlarda alınan numunelerde KOİ konsantrasyonları 5120-6140 mg/L aralıklarında tespit edilmiştir. Atıksuyun mineral içeriği incelendiğinde en yüksek miktar 295.14 ± 28.09 mg/L ile kalsiyum tespit edilmiştir. 3.03 ± 0.359 mg/L konsantrasyonu ile de en yüksek ağır metal konsantrasyonu arsenik için belirlenmiştir.

Çizelge 4.1. Elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde kullanılan mezbaha atıksuyunun genel özellikleri

Parametre	Değer	Birim
pH	7.16	-
Elektriksel İletkenlik	2.58	mS/cm
Renk	3600	Pt-Co birimi
KOİ	5120-6140	mg/L

Çizelge 4.2. Elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde kullanılan mezbaha atıksuyunun mineral içeriği

Parametre	Değer	Birim
P	11.20±0.144	mg/L
K	46.36±2.98	mg/L
Ca	295.14±28.09	mg/L
Mg	35.86±2.34	mg/L
S	22.11±2.39	mg/L
Fe	3.58±0.547	mg/L
Cu	1.29±0.228	mg/L
Mn	0.301±0.066	mg/L
Zn	0.601±0.132	mg/L
B	0.551±0.045	mg/L

Çizelge 4.3. Elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde kullanılan mezbaha atıksuyunun ağır metal içeriği

Parametre	Değer	Birim
Al	0.671±0.128	mg/L
As	3.03±0.359	mg/L
Ba	0.794±0.076	mg/L
Cd	0.0553±0.013	mg/L
Co	0.101±0.03	mg/L
Cr	0.0402±0.013	mg/L
Mo	0.0454±0.008	mg/L
Ni	0.0895±0.007	mg/L
Pb	0.333±0.131	mg/L

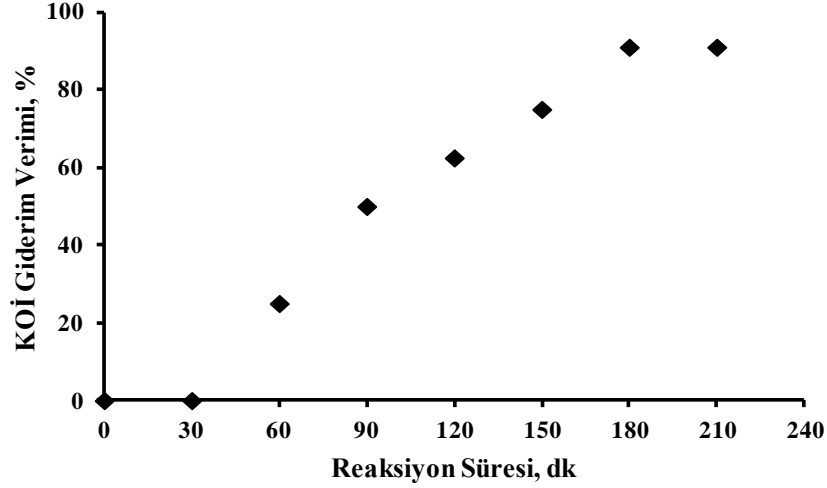
4.2. Farklı Elektrot Çiftleri Kullanılarak Yapılan Elektrokimyasal Oksidasyon Çalışmaları

Tez çalışmasında birinci aşamada arıtım performansı ve maliyet göz önünde bulundurularak en uygun elektrot çiftleri seçilmesi hedeflenmiştir. Bu amaçla anot ve katotta sırasıyla çelik-çelik, grafit-grafit, BDD-çelik ve BDD-grafit elektrotlar yerleştirilerek aynı başlangıç şartlarında zamana bağlı olarak KOİ giderimleri incelenmiştir.

4.2.1. Çelik (anot)–çelik (katot) elektrotların kullanımı

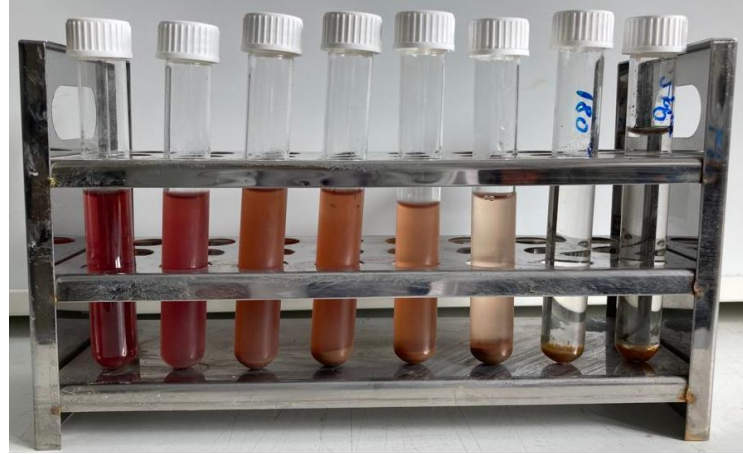
Anot ve katot elektrotu olarak çelik materyalinin kullanıldığı elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde başlangıç şartı olarak pH değeri değiştirilmemiş, atıksuyun orijinal pH değeri (pH = 7.16) kullanılmıştır. Reaktöre 600 mL hacminde atıksu ilave edilmiş, elektrotlara 10 V değerinde akım verilmiş ve elektrotlar arasındaki mesafe 2.5 cm olarak ayarlanmıştır. Akım verilmeye başladıktan sonra 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210. dakikada reaktörden örnekler alınarak KOİ analizleri yapılmış ve KOİ giderim verimleri hesaplanmıştır.

Şekil 4.1’de görüldüğü gibi çelik (anot)–çelik (katot) elektrotların kullanımı KOİ giderim verimleri 30. dakikadan itibaren sırasıyla; %25, %50, %62.5, %75, %91 ve %91 olarak bulunmuştur. Şekil 4.1’de KOİ giderim verimi üzerine çelik elektrolit türünün etkisini göstermektedir.



Şekil 4.1. Çelik-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda KOİ giderim veriminin reaksiyon süresiyle değişimi

Şekil 4.2’de çelik-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi görülmektedir. En soldaki numune tüpünde başlangıç numunesi görülmekte, sonrasında sırasıyla soldan sağa 30, 60, 90, 120, 150, 180 ve 210. dakikalarda reaktörden alınan numuneler verilmektedir.



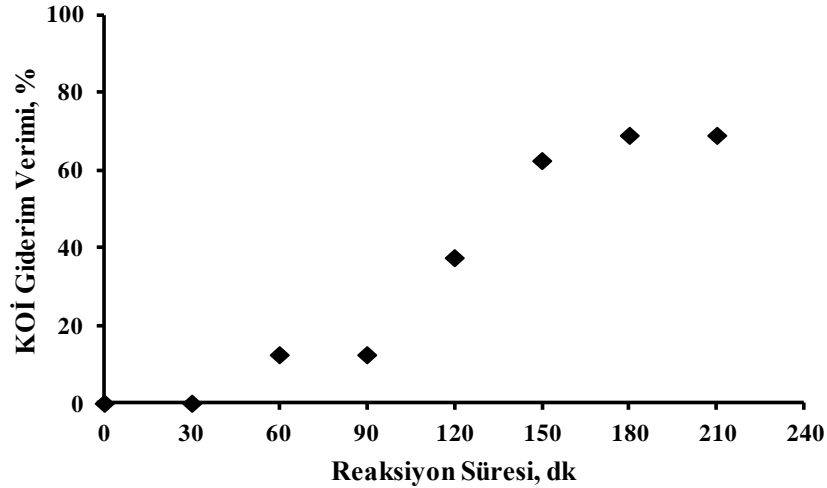
Şekil 4.2. Çelik-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi

Çelik elektrot çiftinin kullanıldığı reaktörde arıtım süresince rengi açıktan koyuya doğru ilerleyen bir köpük oluşumu gözlenmiştir. Su yüzeyinde köpük tabakasının oluşumu reaktörde bir miktar elektroflotasyon mevcudiyetini de gösteren katotta H_2 ve anotta CO_2 ve O_2 üretimi ile açıklanabilir (Abdelhay ve ark., 2017). 90 dk bekleme süresinden itibaren küçük partiküller gözlenmiştir ve numunenin rengi

kırmızıdan bulanık kahverengine dönmüştür. Numune bir süre çökelmeye bırakıldıktan sonra numune tüplerinin tabanında az miktarda çamur çökmesi gözlenmiştir.

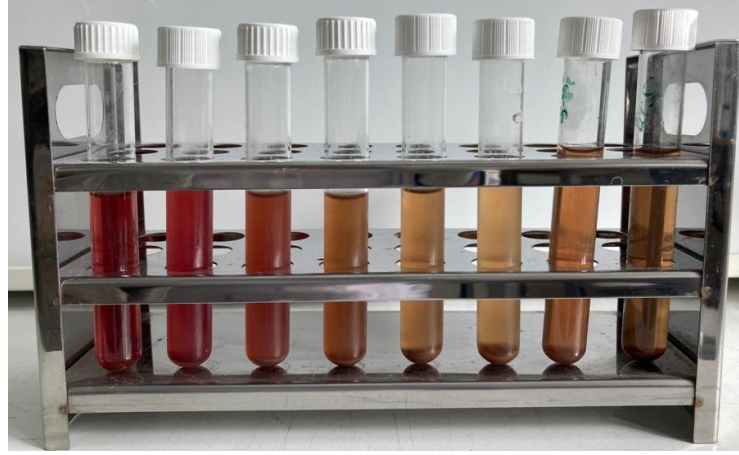
4.2.2. Grafit (anot)–grafit (katot) elektrotların kullanımı

Çelik elektrotların kullanıldığı reaktör ile aynı başlangıç şartları oluşturulmuş ve KOİ gideriminin zamana bağlı değişimi takip edilmiştir. Şekil 4.3’de görüldüğü gibi grafit (anot)–grafit (katot) elektrotların kullanımı KOİ giderim verimleri 30. dakikadan itibaren sırasıyla; %12.5, %12.5 , %37.5, %62.5, %69 ve %69 olarak bulunmuştur. Şekil 4.1’de KOİ giderim verimi üzerine grafit elektrolit türünün etkisini göstermektedir.



Şekil 4.3. Grafit-grafit elektrot ile mezbaşa atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda KOİ giderim veriminin reaksiyon süresiyle değişimi

Şekil 4.4’de grafit-grafit elektrot ile mezbaşa atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi görülmektedir. Soldan sağa doğru başlangıç, 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210. dakikalarda alınan numuneler görülmektedir.



Şekil 4.4. Grafit-grafit elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi

Grafit elektrotların kullanıldığı reaktörde 180. dakikadan itibaren KOİ giderim verimi sabitlenmiş olmasına rağmen Şekil 4.4'de de görüldüğü üzere renk koyu kahverengiye doğru koyulaşmaya başlamıştır. Reaktörde benzer şekilde zamana bağlı olarak yüzeyde açıktan koyuya doğru renk değiştiren bir köpük oluşumu gözlenmiştir.

Şekil 4.5'de çelik-çelik ve grafit-grafit elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonla arıtımı sonucu alınan numuneler kıyaslama amaçlı yan yana verilmiştir. Çelik elektrot kullanımında suyun renginin daha açık olduğu grafit elektrot kullanıldığında ise suyun renginin daha koyu olduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 4.5. Çelik-çelik ve grafit-grafit elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi

Çizelge 4.4'de çelik-çelik ve grafit-grafit elektrotlarının kullanılması halinde farklı reaksiyon süreleri için ölçülen renk değerleri verilmiştir. Çelik-çelik ve grafit-grafit elektrot çiftleri için 210 dk reaksiyon süresi sonunda renk giderim verimleri

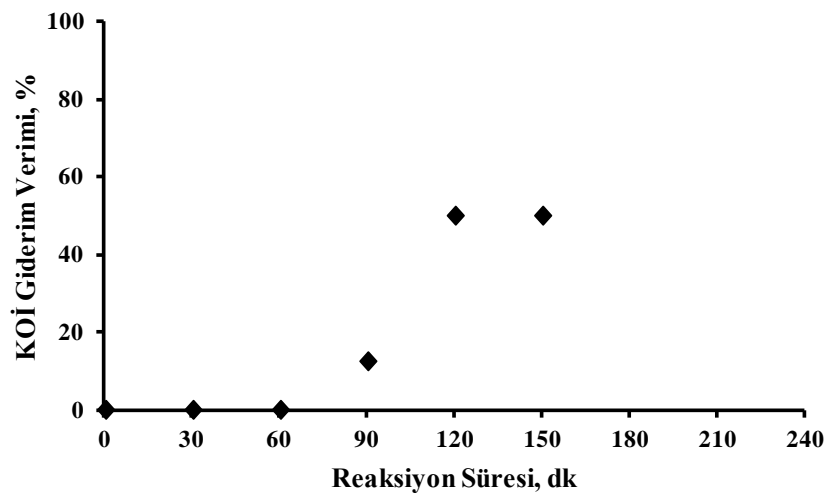
sırasıyla %97.8 ve %16.7 olarak bulunmuştur. Renk giderim veriminde çelik-çelik elektrot türünün etkisinin daha yüksek olduğu görülmüştür.

Çizelge 4.4. Mezbaha atıksuyu için elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde zamana bağlı renk değerlerinin değişimi

Reaksiyon süresi, dk	Renk (Absorbans)	
	Çelik-çelik elektrot	Grafit-grafit elektrot
30	>3,5	>3,5
60	>3,5	>3,5
90	>3,5	>3,5
120	>3,5	>3,5
150	1.004	1.856
180	0.049	2.560
210	0.048	1.785

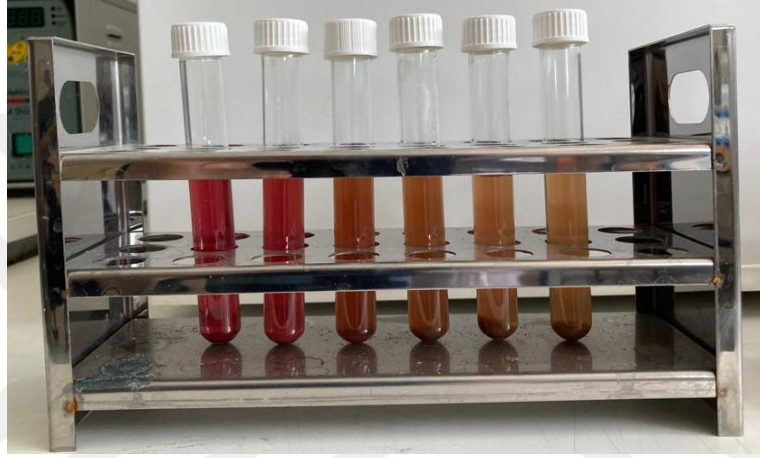
4.2.3. BDD (anot)-çelik (katot) elektrotların kullanımı

BDD (anot)-çelik (katot) elektrotları reaktöre yerleştirilmiş ve 4.2.1 başlığı altında verilen başlangıç şartları altında elektrokimyasal oksidasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. 30 dk aralıklarla reaktörden numuneler alınmış, KOİ analizleri yapılmış ve KOİ giderim verimleri hesaplanmıştır. Şekil 4.6'da görüldüğü üzere BDD (anot)-çelik (katot) elektrotların kullanımı ile ilk 60 dakikada giderim elde edilememiş, 90. dakikadan itibaren 120 ve 150. dakikalarda sırasıyla %12.5 , %50 ve %50 KOİ giderimi tespit edilmiştir.



Şekil 4.6. BDD-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda KOİ giderim veriminin reaksiyon süresiyle değişimi

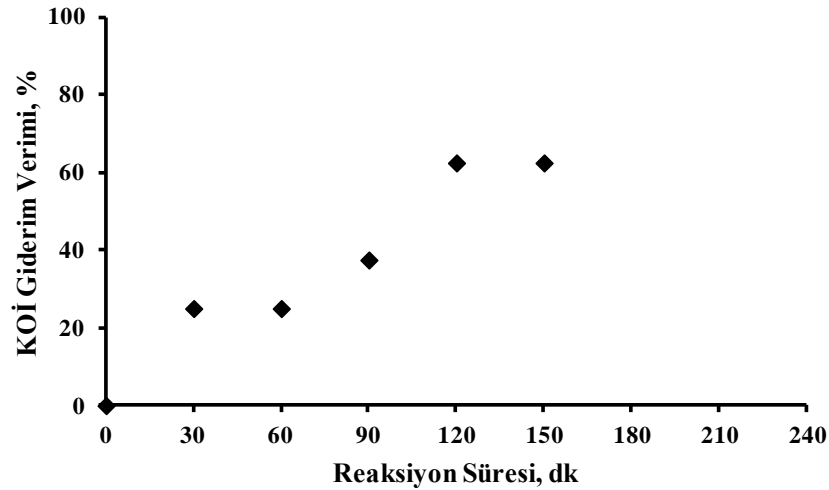
Şekil 4.7’de BDD-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi görülmektedir. Soldan sağa sırasıyla başlangıç numunesi, 30, 60, 90, 120 ve 150. dakikalarda reaktörden alınan numuneler görülmektedir. Daha önceki elektrot çiftlerinde de gözlemlendiği üzere bu reaktörde de yüzeyde köpük oluşmuş ve numunelerin bir süre bekletilmesi sonucu bir miktar çamur çökmesi gözlemlenmiştir. BDD-çelik elektrotların kullanıldığı reaktörde renk analizinde absorbans değerleri tüm numuneler için 3.5’den yüksek tespit edildiği için, renk giderimi gözlenememiştir.



Şekil 4.7. BDD-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi

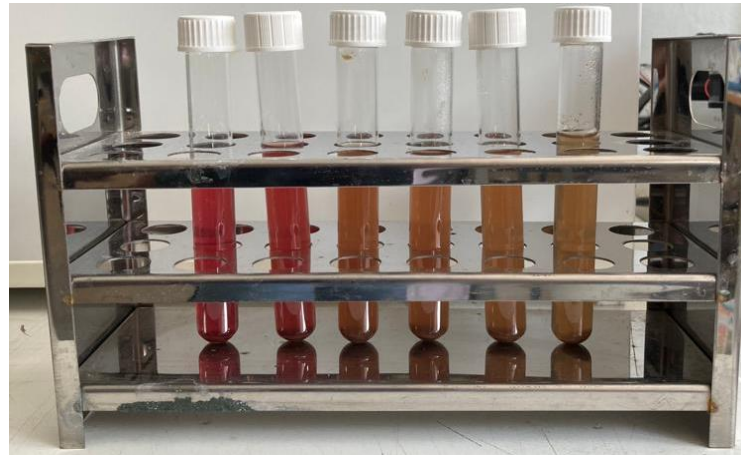
4.2.4. BDD (anot)–grafit (katot) elektrotların kullanımı

BDD (anot)-grafit (katot) elektrotları elektrokimyasal oksidasyon reaktörüne yerleştirilmiş ve 600 mL atıksu numunesi reaktöre eklenmiştir. Deneyde uygulanan ortam şartları 4.2.1 başlığı altında verilmiştir. 30 dk aralıklarla reaktörden alınan numunelere KOİ analizi yapılmış ve giderim verimleri hesaplanmıştır. Şekil 4.8’de de görüldüğü üzere KOİ giderim verimleri 30 ve 60 dk için %25, 90 dk için %37.5 olarak elde edilmiş, 120 ve 150 dk için ise %62.5 değerinde sabitlenmiştir.



Şekil 4.8. BDD-grafit elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda KOİ giderim veriminin reaksiyon süresiyle değişimi

Şekil 4.9'da BDD-grafit elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi görülmektedir. Numuneler sırasıyla başlangıç, 30, 60, 90, 120 ve 150 dakikalarına aittir. BDD-grafit elektrotların kullanıldığı reaktörde renk analizinde absorbans değerleri tüm numuneler için 3.5'den yüksek tespit edildiği için, renk giderimi gözlenememiştir.

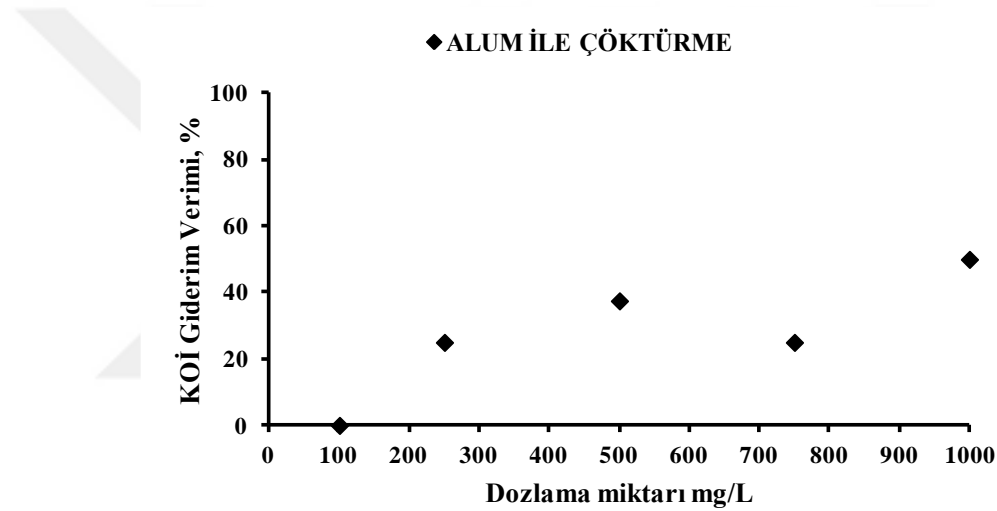


Şekil 4.9. BDD-grafit elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi

4.3. Koagülasyon-Flokülasyon Ön Arıtımının Elektrokimyasal Oksidasyona Etkisi

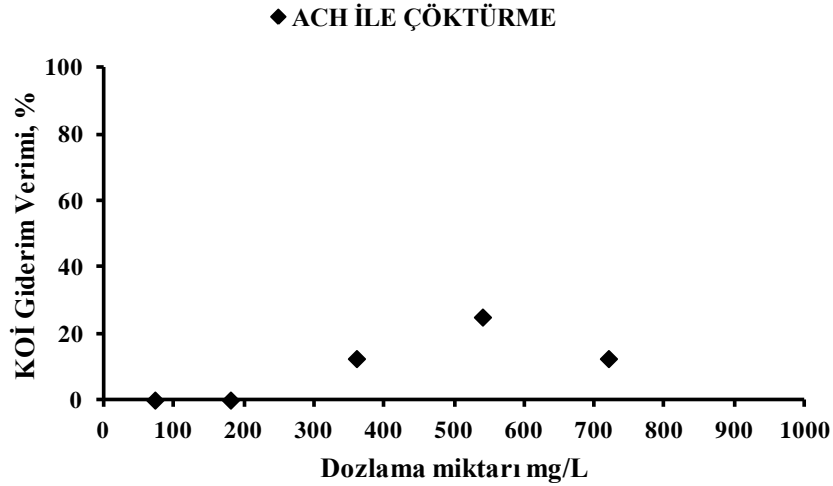
Kimyasal bir ön arıtım işlemi uygulanması halinde elektrokimyasal oksidasyon prosesinin arıtım verimliliğinin değişimini inceleyebilmek amacıyla mezbaha

atıksuyuna farklı koagülan maddeler kullanılarak koagülasyon-flokülasyon işlemi uygulanmıştır. Bu amaçla alüminyum sülfat ve alüminyum klorür hidroksit (ACH) koagülan maddeleri kullanılmıştır. En yüksek KOİ gideriminin sağlandığı koagülan madde ve dozunun belirlenebilmesi amacıyla beherlere 500 mL hacminde atıksu ilave edilmiştir. Jar test düzeneğinde sırasıyla 100, 250, 500, 750 ve 1000 mg/L alüminyum sülfat ilave edilen beherlere 3 dk 150 rpm hızlı karıştırma, 20 dk 45 rpm yavaş karıştırma uygulanmış ve 60 dk çökmesi sağlanmıştır. Süpernatant tabakasından alınan örneklerde KOİ analizi yapılmış ve KOİ giderim verimleri hesaplanmıştır. Şekil 4.10'da mezbaaha atıksuyunun farklı alum dozlarında KOİ giderim verimleri verilmiştir. En yüksek KOİ giderim verimi %50 olarak 1000 mg/L alum dozlaması ile elde edilmiştir.



Şekil 4.10. Mezbaaha atıksuyunda koagülasyon-flokülasyon prosesinde KOİ giderimine alüminyum sülfat dozunun etkisi

Alüminyum sülfat dozlamaları ile aynı miktarda alüminyum içerecek şekilde ACH dozları hesaplanmıştır. Alum ile aynı şartlarda koagülasyon-flokülasyon deneyleri gerçekleştirilmiş ve süpernatant kısmından alınan örneklerde KOİ analizleri yapılarak giderim verimleri hesaplanmıştır. Sonuçlar Şekil 4.11'de verilmiştir. En yüksek KOİ giderim verimi 540 mg/L ACH dozlamasında %25 olarak elde edilmiştir.



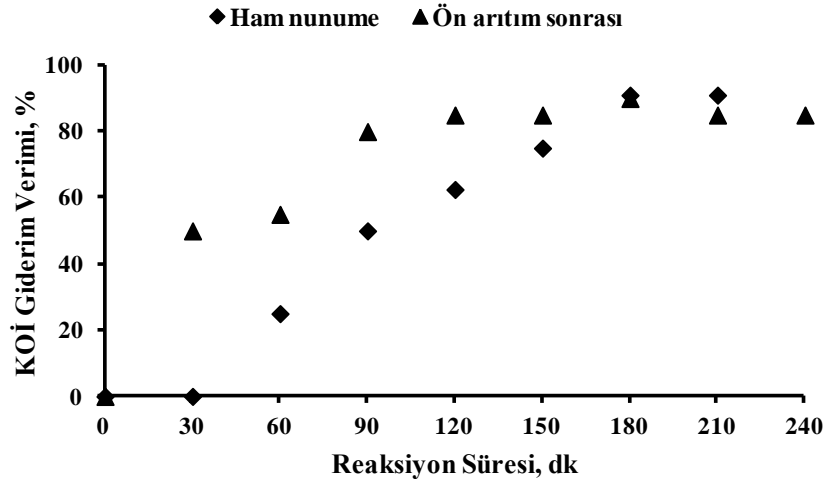
Şekil 4.11. Mezbaha atıksuyunda koagülasyon-flokülasyon prosesinde KOİ giderimine alüminyum klorür hidroksit dozunun etkisi

Her iki koagülan madde kıyaslandığında alüminyum sülfat kullanımında daha iyi flokların elde edildiği ve KOİ giderim verimlerinin daha yüksek olduğu görülmüştür. Bu nedenle elektrokimyasal oksidasyon öncesinde ön arıtımın etkisini gözlemleyebilmek amacıyla yapılacak deneylerde, 1000 mg/L alum dozlaması yapılarak elde edilen süpernatant tabakası alınmış ve oksidasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir.

4.3.1. Çelik (anot)-çelik (katot) elektrotların ön arıtımı yapılmış mezbaha atıksuyunda kullanımı

Ön arıtım alum ile koagülasyon-flokülasyon prosesi uygulanan mezbaha atıksuyu elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde kullanılmıştır. 4.2 başlığı altında ön arıtım yapılmaksızın elektrokimyasal oksidasyon yapılan deneyler ile sonuçların kıyaslanabilir olması bakımından aynı deneysel şartlar uygulanmıştır. Bu amaçla ön arıtım uygulanan atıksudan 600 mL hacminde alınarak, aralarındaki mesafe 2.5 cm olan çelik elektrotlar içeren reaktöre eklenmiş ve elektrotlara 10 V değerinde akım uygulanmıştır. 30 dk aralıklarla numuneler alınarak KOİ analizleri yapılmış ve giderim verimleri hesaplanmıştır. Şekil 4.12’de ham mezbaha atıksuyu ve ön arıtım yapılan mezbaha atıksuyunun çelik (anot)-çelik (katot) elektrotlar kullanılarak yapılan elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde zaman bağlı elde edilen KOİ giderim verimleri görülmektedir. Ön arıtım uygulanan atıksu örneklerinde KOİ giderim verimleri 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210 ve 240 dk için sırasıyla; %55, %55, %80, %85,

%85, %90, %85 ve %85 olarak bulunmuştur. Ön arıtım yapılmadan 180 dakikada %91 verimine erişilebilmekte, ön arıtım sonrasında ise 120 dakikadan itibaren %85 verimine ulaşılmakta, maksimum giderim ise %90 ile 180. dakikada alınan örnekte tespit edilebilmektedir. Bu grafikten çelik elektrotlar için ön arıtımın hem giderim yüzdesi hem reaksiyon süresi açısından herhangi bir avantaj sağlamadığı söylenebilir. Başlangıç KOİ miktarının %50 azaltılması sadece ilk 30 dakikadan itibaren reaksiyonları hızlandırmış, ancak sonuç verimliliği birbirine çok yakın bir düzeyde kalmıştır.



Şekil 4.12. Çelik-çelik elektrotlar ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda ön arıtımın KOİ giderim veriminin reaksiyon süresiyle değişimine etkisi

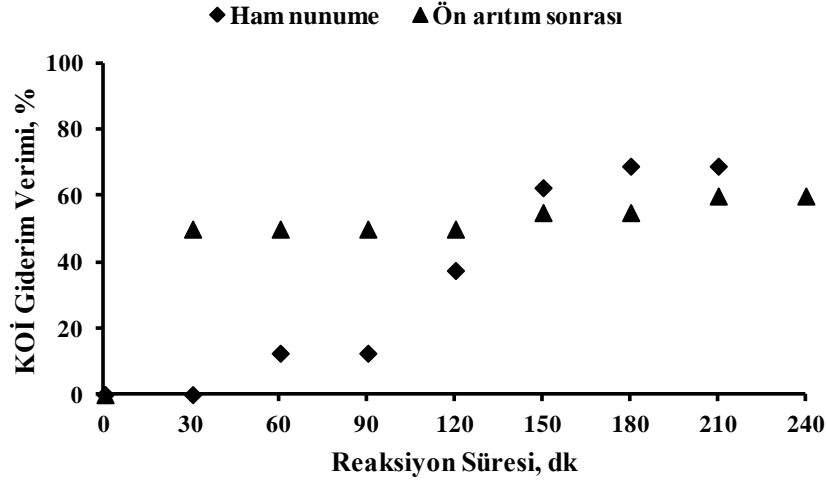
Şekil 4.13'de ön arıtımı yapılmış mezbaha atıksuyunun çelik-çelik elektrot ile elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi görülmektedir. Sırasıyla 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210, 240. dakikalarda alınan numunelerde zamana bağlı olarak renk giderimi gözlemlenebilmektedir. Şekil 4.2'de verilen ön arıtım yapılmadan çelik elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilen elektrokimyasal oksidasyon deney sonuçları ile kıyaslandığında 30 dakika reaksiyon süresinden itibaren daha berrak numunelerin elde edildiği görülebilmektedir. Bununla birlikte tabanda biriken çökelti miktarında artış olduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 4.13. Ön arıtım yapılmış mezbaha atıksuyunun çelik-çelik elektrotlar ile elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi

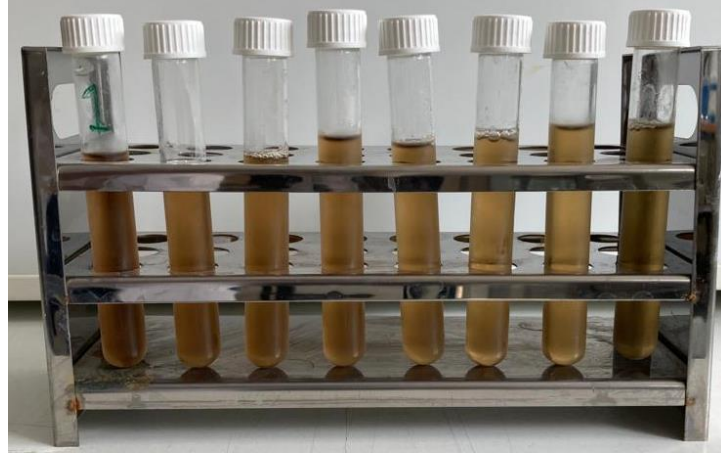
4.3.2. Grafit (anot)–grafit (katot) elektrotların ön arıtımı yapılmış atıksuda kullanımı

4.3.1 başlığı altında belirtilen deneysel şartlarda reaktöre grafit elektrotlar yerleştirilerek elektrokimyasal oksidasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Şekil 4.14’de ön arıtım yapılan ve ham atıksu için gerçekleştirilen oksidasyon deney sonuçları verilmiştir. Şekil 4.14’de de görüldüğü gibi ön arıtım yapılan mezbaha atıksuyu için grafit (anot)–grafit (katot) elektrotların kullanımı halinde KOİ giderim verimleri ilk 2 saat %50 düzeyinde kalmış, 150 ve 180 dakikalarında %55 değerine yükselmiş ve sonraki iki numune için de (210 ve 240 dk) %60 değeri elde edilmiştir. Ön arıtım yapılmayan atıksuda ise 150. dakikada %62.5 değerine ulaşılmış, sonrasında alınan numunelerde ise %69 değerinde sabitlenmiştir. Bu sonuçlar çelik elektrotlar ile elde edilen sonuçlarla uyumluluk göstermektedir. Grafit elektrotlarda da ön arıtım sadece reaksiyonların bir miktar hızlı gelişmesine katkı sağlamış, ancak KOİ giderim verimliliği açısından birbirine yakın sonuçlar elde edildiği için önemli bir avantaj gözlenmemiştir.



Şekil 4.14. Grafit-grafit elektrotlar ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda ön arıtımın KOİ giderim veriminin reaksiyon süresiyle değişimine etkisi

Şekil 4.15’de ön arıtımı yapılmış mezbaha atıksuyunun grafit-grafit elektrot ile elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi görülmektedir. 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210, 240. dakikalarda alınan numunelerde ön arıtım yapılmayan numunelere (Şekil 4.4) kıyasla daha açık renk görülebilmektedir.

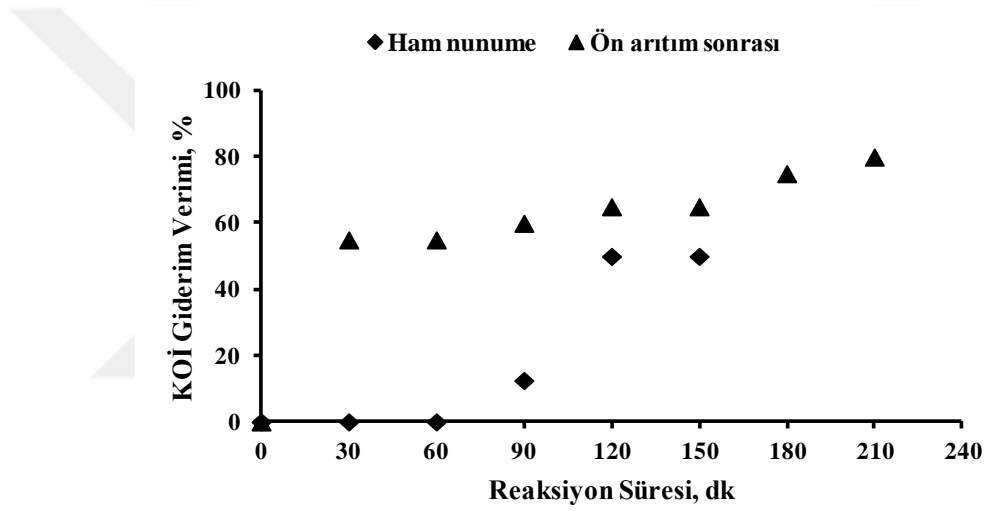


Şekil 4.15. Ön arıtım yapılmış mezbaha atıksuyunun grafit-grafit elektrotlar ile elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi

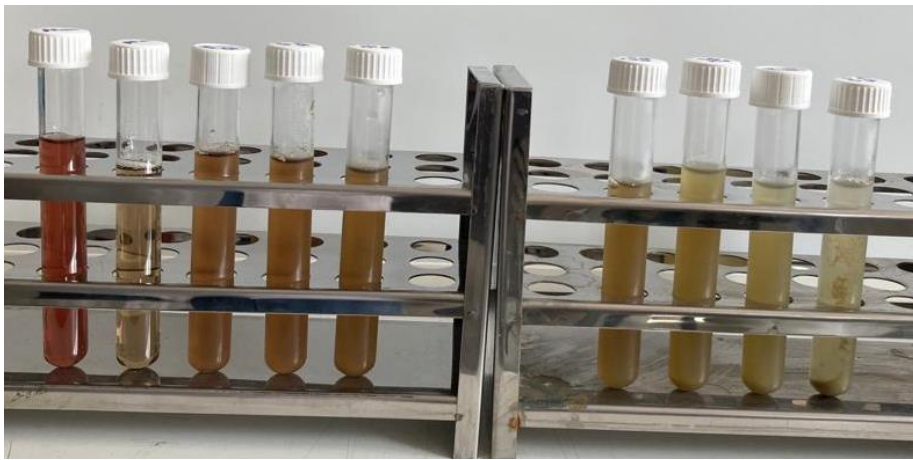
4.3.3. BDD (anot)–çelik (katot) elektrotların ön arıtımı yapılmış atıksuda kullanımı

Alum ile ön arıtım yapılan mezbaha atıksuyunda 4.3.1 başlığı altında verilen şartlarda elektrokimyasal oksidasyon deneyleri gerçekleştirilmiştir. Anotta BDD, katotta ise çelik kullanılan deney sonuçları Şekil 4.16’da verilmiştir. Ön arıtım yapılması

durumunda çelik ve grafit elektrotlarda elde edilen eğilimden farklı bir eğilim gözlemlenmiştir. Ham numunede ilk 1 saat giderim verimi tespit edilememiş ve maksimum %50 KOİ giderimi 120 ve 150 dakikada alınan numunelerde elde edilebilmiştir. Ön arıtım sonrasında ise ilk 30 dakikada %55 olarak elde edilen KOİ giderim verimi 210 dakikada %80'e erişmiştir. Sonuçlar BDD elektrotunun daha düşük KOİ başlangıç değerlerinde daha etkili olduğunu göstermektedir. Şekil 4.17'de ön arıtımı yapılmış mezbaaha atıksuyunun BDD-çelik elektrot ile elektrokimyasal oksidasyonunda 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210. dakikalarda alınan numuneler görülmektedir. Şekil 4.7'de verilen ham atıksuda elde edilen görüntü ile kıyaslandığında bu elektrot çifti için ön arıtımın oksidasyona katkı sağladığı söylenebilir.



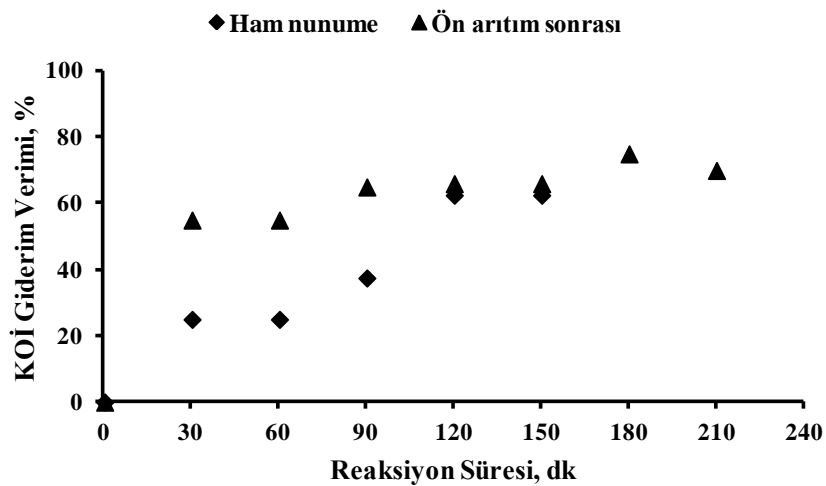
Şekil 4.16. BDD-çelik elektrotlar ile mezbaaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda ön arıtımın KOİ giderim veriminin reaksiyon süresiyle değişimine etkisi



Şekil 4.17. Ön arıtım yapılmış mezbaaha atıksuyunun BDD-çelik elektrotlar ile elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi

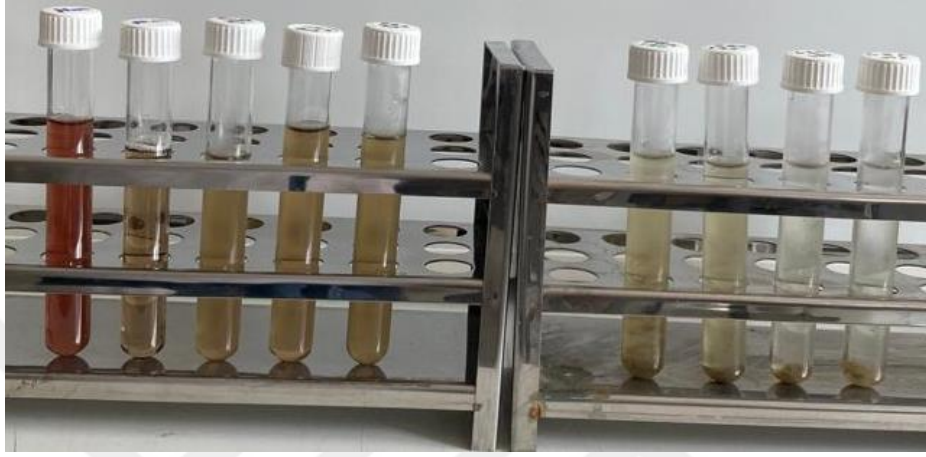
4.3.4. BDD (anot)–grafit (katot) elektrotların ön arıtımı yapılmış atıksuda kullanımı

Ön arıtımı yapılmış mezbaha atıksuyunda 4.3.1 başlığı altında verilen deneysel şartlara göre anotta BDD ve katotta grafit elektrotları kullanılarak elektrokimyasal oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Şekil 4.18’de ham atıksu ve ön arıtım yapılan atıksuyun zaman bağı olarak elde edilen KOİ giderim verimleri gösterilmiştir. Bu elektrotlar için elde edilen eğilim anotta BDD ve katotta çelik kullanılan reaktör için elde edilen sonuçlara benzerlik göstermektedir. Ön arıtım yapılan numunede 30 dk aralıklarla alınan örneklerde KOİ giderim verimleri sırasıyla %55, %55, %65, %66, %66, %75 ve %70 olarak bulunmuştur. Ön arıtım yapılmayan numunelerde ise ilk 1 saat boyunca %25 olarak belirlenen KOİ giderimi, 120 dakikadan itibaren %62.5 değerinde sabitlenmiştir. Yani ön arıtım KOİ giderimin hızlandırmış, ancak nihai giderimde kayda değer bir değişim görülmemiştir. Yapılan bir çalışmada (Ozturk ve ark., 2021) mezbaha atıksuları farklı oranlarda musluk suyu ile karıştırılarak kirletici konsantrasyonlarının azaltılması sağlanmış ve elektrokimyasal oksidasyona tabi tutularak başlangıç kirletici konsantrasyonlarının giderim verimliliğine etkileri incelenmiştir. Sonuçta daha düşük kirletici konsantrasyonlarında daha yüksek giderim verimleri elde edilmiş ve elektrokimyasal mineralizasyon daha hızlı ve daha kolay gerçekleşmiştir.



Şekil 4.18. BDD-grafit elektrotlar ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda ön arıtımın KOİ giderim veriminin reaksiyon süresiyle değişimine etkisi

Şekil 4.19’da BDD-grafit elektrotlar ile ön arıtımı yapılmış mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresine bağlı değişimi görülmektedir. 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210. dakikalarda alınan numuneler soldan sağa doğru sıralanmıştır ve Şekil 4.9 ile kıyaslandığında daha açık renklerin oluştuğu görülmektedir.



Şekil 4.19. Ön arıtım yapılmış mezbaha atıksuyunun BDD-grafit elektrotlar ile elektrokimyasal oksidasyonunda reaksiyon süresinin etkisi

Çizelge 4.5.’de görüldüğü üzere alum ile çöktürme işlemi sonrası yapılan mezbaha atıksularında elektrokimyasal oksidasyon deneyi sonrasında renk giderim verimleri çelik-çelik, grafit-grafit, BDD-çelik ve BDD-grafit elektrotları için sırasıyla %97.4, %36.7, %24, %95 olarak elde edilmiştir. Ön arıtım yapılmadan ham atıksuda elde edilen renk giderim verimleri ile kıyaslandığında (Çizelge 4.4) çelik-çelik elektrot kullanımında yine en yüksek renk gideriminin elde edildiği, grafit-grafit elektrotlar için ise ön arıtımın renk giderim verimini %16.7’den %36.7’ye yükselttiği söylenebilir. Anotta BDD kullanılan diğer reaktörlerde ise, ön arıtım yapılmadığında renk parametresi absorbands değerinin 3.5’den yüksek çıkması nedeniyle analiz edilememiş, ancak ön arıtım sonrası katotta çelik kullanılan reaktörde %24, grafit kullanılan reaktörde ise %95 renk giderimi elde edilebilmiştir.

Çizelge 4.5. Ön arıtım yapılmış mezbaha atıksuyu için elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde zamana bağlı renk değerlerinin değişimi

Reaksiyon süresi, dk	Renk (Absorbans birimi)			
	Çelik-çelik elektrot	Grafit-grafit elektrot	BDD-çelik elektrot	BDD-grafit elektrot
30	>3,5	>3.5	>3.5	1.379
60	>3,5	1.499	>3.5	1.365
90	1.523	1.569	>3.5	1.726
120	0.208	1.606	>3.5	0.925
150	0.129	1.587	>3.5	0.847
180	0.088	1.557	3.15	0.199
210	0.078	1.485	1.629	0.107
240	0.056	1.357	-	-

BDD elektrodun anotta yer aldığı reaktörlerde koagülasyon-flokülasyon ön arıtımının KOİ gideriminin ham atıksuya uygulanan elektrokimyasal oksidasyona kıyasla daha hızlı gerçekleştirdiği gözlenmiştir. Bunun yanı sıra katotta çelik elektrot kullanılması halinde KOİ giderim verimi de artmıştır. Renk giderim verimlerinde ise önemli ölçüde iyileşme gözlenmiştir.

Koagülasyon-flokülasyon, kolloidal süspansiyon halindeki (organik ve/veya inorganik) veya çözültide dağılmış halde kalan ve konvansiyonel fiziksel işlemlerle uzaklaştırılamayan malzemeleri uzaklaştırmak için kullanılan yaygın olarak kabul gören bir ön arıtma yöntemidir. Yapılan bir çalışmada (de Oliveira ve ark., 2019) ham mezbaha atıksuyu koagülasyon-flokülasyon (alum kullanılarak) ve elektrokimyasal tekniklerin (BDD elektrot kullanılarak) bir kombinasyonu uygulanarak arıtılmıştır. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar, ham depolama sahası sızıntı suyunun yalnızca kimyasal koagülasyon-flokülasyon (alüminyum sülfat) yoluyla arıtılmasının, arıtılan sızıntı suyunun kalitesini ve görünümünü önemli ölçüde iyileştirdiği sonucuna götürmüştür. Reaktörün taşıma rejimi ve enerji tüketimi açısından uygun koşullar altında BDD elektrodu kullanılarak elektrokimyasal yöntemle kimyasal pıhtılaştırmanın kombinasyonu, kanalizasyon arıtma tesislerinde kullanılan geleneksel arıtmalar için kalitesi uygun olan bir atıksu ile sonuçlanmıştır. Ham depolama sahası sızıntı suyunun başlangıç koşulları göz önüne alındığında, kombine işlemin renk, bulanıklık ve amonyak azotu gibi parametreleri giderdiği ve tüm organik maddenin %90'ından fazlasının bozunumunu sağladığı bulunmuştur. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar, geleneksel teknikler (koagülasyon-flokülasyon) ile teknolojik süreçleri (elektrokimyasal-BDD elektrot) birleştiren alternatif bir çözüm önererek, son derece

karmaşık bir atık türünün neden olduğu çevre kirliliğinin çözülmesine önemli bir katkı sunmuştur (de Oliveira ve ark., 2019).

Elektroliz prosesinde kilit bir parça olan elektrot malzemeleri, prosesin verimliliği, seçiciliği ve enerjisini doğrudan ilgilendiren elektrokimyasal oksidasyon prosesinde çok önemli bir rol oynamaktadır. BDD elektrotları, konvansiyonel elektrotlarla karşılaştırıldığında daha yeni ve özgün özelliklere sahiptir. BDD elektrotları, yüksek sertlik, düşük çevresel etki, yüksek boşluk hareketliliği, yüksek termal iletkenlik ve radyasyon hasarına karşı mükemmel direnç gibi farklı fiziksel özelliklere sahiptir (Abdelhay ve ark., 2017). Elektrokimyasal oksidasyon için elektrot malzemeleri arasında, BDD elektrodu, iyi fiziksel ve kimyasal özelliklerinden dolayı su ortamındaki organik kirleticileri mineralize etmek için en uygun elektrot malzemesi olarak kabul edilmiştir. IrO_2 , RuO_2 veya Pt gibi aktif anotlar, kirleticilerin kısmi ve seçici oksidasyonunu desteklerken, SnO_2 , PbO_2 veya BDD gibi aktif olmayan anotlar tam yanmayı sağlayabilir. Bu nedenle, aktif olmayan anotlar, atıksu arıtımı sırasında organiklerin tamamen CO_2 'ye oksidasyonu için arzu edilen elektrotlar olarak kabul edilir. BDD elektrotunun laboratuvar ve pilot testleri başarılı olmasına rağmen, elmas elektrotun pratik endüstriyel uygulaması, esas olarak nispeten yüksek maliyet, sınırlı boyut, karmaşık ekipman ve uygun substrat nedeniyle hala büyük ölçüde sınırlıdır (He ve ark., 2019).

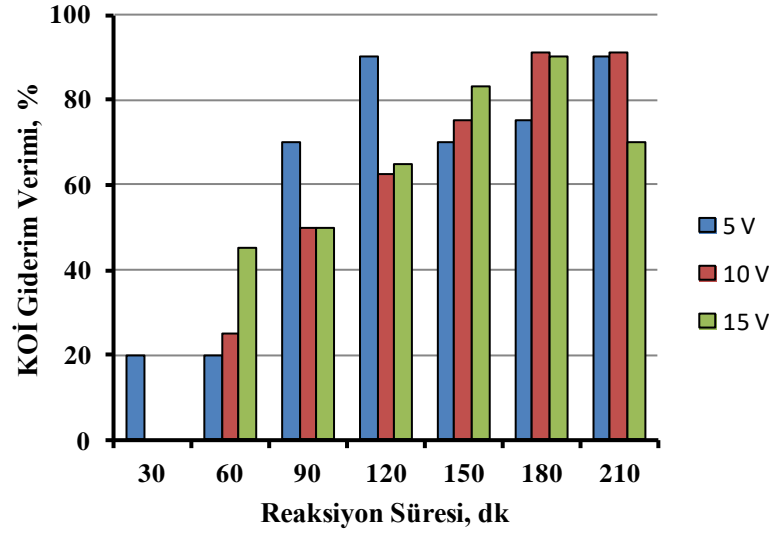
Organik matris, atıksuyun elektrokimyasal mineralizasyonu üzerinde önemli bir etkiye sahip olabilir. Yapılan bir çalışmada biyolojik olarak önceden işlenmiş farmasötik atıksudaki klorür ve sülfat iyonlarının varlığının, BDD bazlı bir elektrokimyasal oksidasyon işlemi sırasında mineralizasyonu artırdığı bulunmuştur (Lan ve ark., 2017). Elektrokimyasal yollarla üretilen BDD ($\bullet\text{OH}$), $\text{SO}_4\bullet^-$ ve $\text{Cl}\bullet$ oluşturmak için sülfat ve klorürlerle reaksiyona girmiş ve atıksuyun TOK giderimini artırmak için organik bileşiklerle seçici olarak reaksiyona girmiştir. Gerçek atıksudaki daha yüksek organik içerikleri, onu mineralize etmek için önemli miktarda radikal gerektirebilir. Atıksuda bulunan organik bileşikler, doğrudan elektron transferi, elektrot yüzeyindeki BDD ($\bullet\text{OH}$) ve sulu çözeltilerde oksidanların üretilmesiyle dolaylı oksidasyon ile mineralize edilir. BDD elektrotlarının kullanıldığı mineralizasyon prosesleri, atıksuyun kimyasal bileşimi, pH, organik madde konsantrasyonu, akım yoğunluğu, destekleyici elektrolitler vb. gibi birkaç işlem parametresinden etkilenir. Atıksu dekontaminasyonu için BDD elektrotları ile proses verimliliğinde gözlemlenen önemli artışa rağmen arıtma maliyeti, büyük ölçeklerdeki operasyonlar için önemli bir sorun olmaya devam

etmektedir. Ayrıca, elektrot aktivitesini ve doplama seviyesini kontrol eden elektrot stabilitesini en üst düzeye çıkarmak için 3D nanoyapıların kullanımı, ara katmanların eklenmesi vb. gereklidir. Bunun dışında, prosesi diğer ileri oksidasyon prosesleri ile birleştirmek ve elektrot aktivasyonu için yenilenebilir enerji kaynaklarının kullanılması, çevresel uygulamalarda bunları teşvik edebilir (Karim ve ark., 2021).

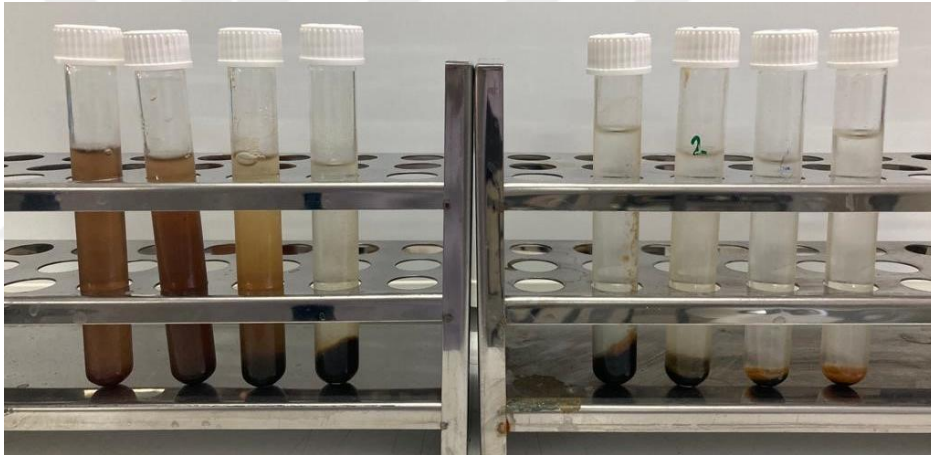
4.4. Başlangıç Ortam Şartlarının Elektrokimyasal Oksidasyona Etkisi

4.4.1. Elektrotlara Uygulanan Akımın KOİ Giderim Verimine Etkisi

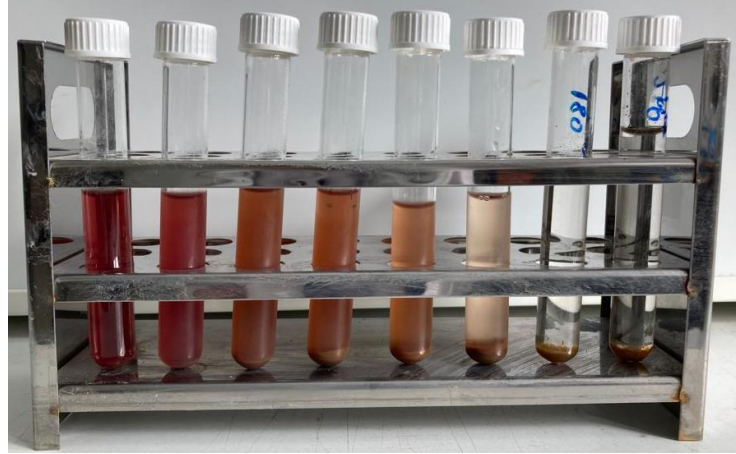
Mezbaha atıksularının arıtımında en yüksek KOİ ve renk giderimi anot ve katotta çelik elektrotların kullanıldığı reaktörde elde edilmiştir. Bu nedenle reaktördeki ortam şartlarının değişiminin izlenmesinde sadece çelik-çelik elektrot çiftinin kullanılmasına karar verilmiştir. Bu amaçla 600 mL hacminde mezbaha atıksuyu eklenmiş reaktörde 2.5 cm mesafe ile çelik elektrotlar yerleştirilmiştir. Atıksu örneğinin pH değerinde herhangi bir değişiklik yapılmamıştır. Elektrotlara sırasıyla 5, 10 ve 15 V akım uygulanarak 30 dk periyotlarla atıksu örneği alınarak KOİ analizleri yapılmış ve KOİ giderim verimleri hesaplanmıştır. Şekil 4.20'de elde edilen sonuçlar grafikte gösterilmiştir. Şekil 4.21-23'de ise farklı voltajlarla arıtım sonrası alınan örneklerin fotoğrafları verilmiştir. Elektrotlara 5 V akım uygulanması halinde 120 dakikada %90 KOİ giderimi sağlanmış, ancak sonrasında salınım göstermiştir. Bu durumun oksidasyon esnasında oluşan küçük partiküllerden kaynaklandığı düşünülmektedir. 10 ve 15 V akım uygulanması halinde KOİ giderimindeki eğilim birbirine benzemektedir. Her ikisinde de en yüksek giderim değerleri 180 dakikada tespit edilmiştir. 10 V için %91, 15 V için ise %90 en yüksek giderim yüzdeleridir. Literatürde akım yoğunluğunu artması daha yüksek hidroksil radikali oluşumuyla ilişkilendirilmiştir; bunun yanı sıra kinetik sabitler de daha yüksek olmaktadır (Abdelhay ve ark., 2017; Ozturk ve Yılmaz; 2019). Bir çalışmada (Abdelhay ve ark., 2017) akım yoğunluğunun 1.28'den 2.55 mA/cm² değerine yükseltilmesinin KOİ giderim verimine katkı sağladığı, ancak 2.55'ten 3.83 mA/cm² değerine artırılmasının KOİ giderimine bir katkı sağlamadığı belirtilmiştir. Bu durum yüksek akım yoğunluklarında akım verimliliğinin zamana bağlı olarak kütle-taşıyım sınırlaması ve anot yüzeyindeki oksijen gelişiminin yan reaksiyonları nedeniyle azalmasıyla ilişkilendirilmiştir.



Şekil 4.20. Çelik-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda elektrotlara uygulanan akımın zamana bağlı olarak KOİ giderim verimine etkisi



Şekil 4.21. Çelik-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda elektrotlara 5 V elektrik akımı uygulanması halinde alınan numunelerin zamanla değişimi



Şekil 4.22. Çelik-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda elektrotlara 10 V elektirik akımı uygulanması halinde alınan numunelerin zamanla değişimi



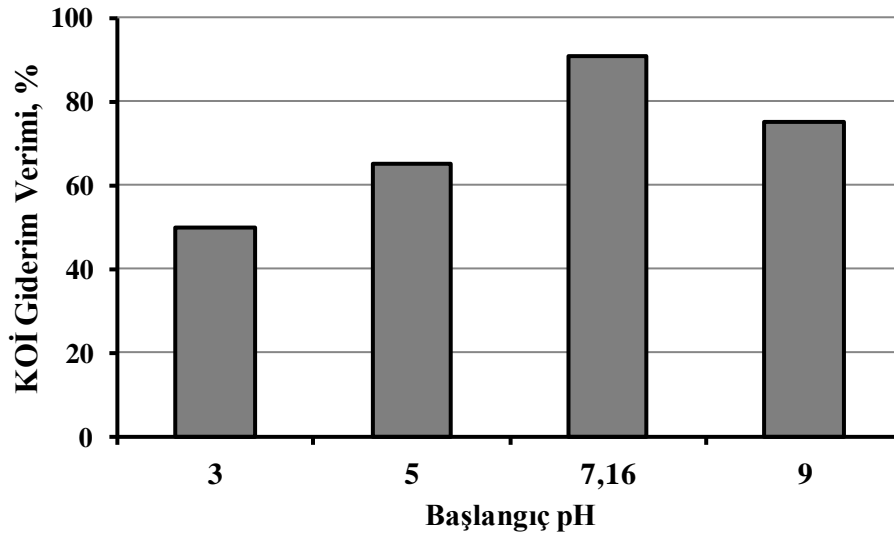
Şekil 4.23. Çelik-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda elektrotlara 15 V akım uygulanması halinde alınan numunelerin zamanla değişimi

Şekil 4.21, 4.22 ve 4.23 incelendiğinde tüm akım değerlerinde benzer KOİ giderimleri elde edilmiş olmasına rağmen, 5 V akım uygulamasında arıtılmış atıksu içerisinde askıda küçük partiküller gözlemlenmiş, 15 V akım uygulamasında ise zamanla daha yüksek miktarlarda çökelek oluşmuştur.

4.4.2. Atıksu Başlangıç pH Değerinin KOİ Giderim Verimine Etkisi

pH ortamda oluşan elektrolitik reaksiyonları direkt olarak etkilediği için EO prosesinde büyük öneme sahiptir. Ayrıca atıksuyun pH'sı oluşan oksitleyici türlerin konsantrasyonunu ve stabilitesini etkilediğinden, organik maddelerin ayrışması üzerinde olumlu ve olumsuz bir etkisi olabilmektedir (Ozturk ve Yilmaz, 2019; Ozturk ve ark.,

2021). Atıksuyun başlangıç pH değerinin elektrokimyasal oksidasyon prosesi ile KOİ giderimine etkisi incelenmiştir. Bu amaçla atıksuyun orijinal pH değeri olan 7.16 değeri, 0.1 N HCl ve NaOH çözeltileri kullanılarak 3, 5 ve 9'a ayarlanmıştır. Her bir pH değeri için 600 mL hacminde atıksu birbirine 2.5 cm mesafesinde iki çelik elektrot yerleştirilmiş reaktöre eklenmiş ve elektrotlara 180 dk boyunca 10 V akım uygulanmıştır. Reaksiyon süresi sonunda numunelerin KOİ analizleri yapılmış ve giderim verimleri hesaplanmıştır. Sonuçlar Şekil 4.24'de verilmiştir. Başlangıç pH değerlerinin 3, 5, 7.16 ve 9 olması halinde elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla %50, %65, %91 ve %75 olarak bulunmuştur. En yüksek giderim nötral pH değerinde elde edilmiş, pH'nın düşürülmesi ve artırılması KOİ giderimine olumlu yönde bir katkı sağlamamıştır.



Şekil 4.24. Çelik-çelik elektrot ile mezbaha atıksuyunun elektrokimyasal oksidasyonunda farklı pH'larda KOİ giderim veriminin 180 dk reaksiyon süresinde değişimi

Bu çalışmada elde edilen sonuçlara benzer sonuçlar Ozturk ve ark. (2021) tarafından yapılan çalışmada da elde edilmiştir. Bahsedilen çalışmada mezbaha atıksuları üçer adet Ti/Pt anot ve Ti katot materyalleri kullanılarak elektrokimyasal oksidasyona tabi tutulmuş ve başlangıç pH değeri 3-9 aralığında arıtım verimleri incelendiğinde KOİ, TAKM, TOK, TN ve renk parametrelerinin tamamında en yüksek giderim nötr pH değerinde (orijinal atıksu pH'sı olan 7.03) elde edilmiştir. Nötrden daha düşük ve yüksek pH değerlerinde söz konusu parametrelerin tamamında daha düşük giderim tespit edilmiştir. Asidik ve alkali ortamlarda giderme verimliliğinin

minimum düzeyde olması, OH^- iyonundaki dengesizlikler ve OCl^- iyonlarının oluşumu ile ilişkilendirilmiştir. Ayrıca aktif klor, alkali ortamda hipoklorittir ve organik maddeleri hipoklorit asitten daha az oksitleme yeteneğine sahiptir (Ozturk ve ark., 2021).

4.5. Elektrokimyasal Oksidasyon Deneylerinde Özgül Enerji Tüketiminin Hesabı

Tüm arıtma yöntemlerinde olduğu gibi, elektrokimyasal oksidasyon işleminde de sistemin maliyeti arıtma verimliliği kadar önemlidir. Özellikle elektrik tüketiminin söz konusu olduğu arıtım proseslerinde özgül enerji tüketimlerinin hesaplanması, laboratuvar ortamında yapılmış çalışmanın sahadaki maliyeti ve uygulanabilirliği hakkında bilgi vereceği için daha da önemlidir. Bu amaçla bu tezde yapılan deneysel çalışmalarda elde edilen sonuçlar için Eşitlik 3.4 kullanılarak özgül enerji tüketimi değerleri hesaplanmıştır. Çizelge 4.6'da farklı elektrot çiftleri için zamana karşılık KOI giderimleri ve özgül enerji tüketim değerleri verilmiştir. En düşük özgül enerji tüketimi değerleri en yüksek KOI giderimlerinin elde edildiği çelik elektrot çiftinde gözlenmiştir. En yüksek enerji tüketimleri ise grafit çiftinin kullanıldığı reaktörde ve BDD (anot)-çelik (katot) elektrotlarının kullandığı reaktörde bulunmuştur. BDD (anot)–grafit (katot) elektrotların yer aldığı reaktörde ise daha makul değerler tespit edilmiştir. Arıtım verimi ve enerji tüketim maliyeti göz önüne alındığında en uygun konfigürasyonun ham mezbaha atıksuyu arıtımında anot ve katot için çelik elektrotların kullanımı olduğu söylenebilir.

Çizelge 4.6. Mezbaaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde farklı elektrot çiftleri için özgül enerji tüketim değerleri (Başlangıç pH: 7.16, elektrotlara uygulanan akım: 10 V)

Süre (dk)	KOİ giderimi (%)	Özgül enerji tüketimi (W.sa/g KOİ)
Çelik (Anot)-Çelik (Katot)		
30	0	-
60	25	4.84
90	50	3.71
120	62.5	4.15
150	75	4.45
180	91	5.23
210	91	5.93
Grafit (Anot)-Çelik (Katot)		
30	0	-
60	12.5	10.91
90	12.5	16.99
120	37.5	7.71
150	62.5	5.72
180	69	6.68
210	69	7.72
BDD (Anot)-Çelik (Katot)		
30	0	-
60	0	-
90	12.5	13.28
120	50	4.38
150	50	5.37
BDD (Anot)-Grafit (Katot)		
30	25	4.79
60	25	9.35
90	37.5	4.43
120	62.5	3.53
150	62.5	4.67

Çizelge 4.7’de ön arıtım olarak alum ile koagülasyon-flokülasyon işlemi uygulanmış mezbaaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyonunda farklı elektrot çiftleri için zamana karşılık özgül enerji tüketim değerleri ham atıksuda elde edilen değerlerle kıyaslamalı olarak verilmiştir. Ham mezbaaha atıksuyu için elde edilen değerler ile kıyaslandığında tüm elektrot çiftleri için daha yüksek özgül enerji değerleri gözlenmiştir. Bununla birlikte ham atıksu ile benzer şekilde en yüksek enerji tüketimleri grafit elektrot çiftinin kullanıldığı reaktörde tespit edilmiştir. Bu deneysel sonuçlardan kimyasal ön arıtımın ve başlangıç KOİ değerinin azalmasının mezbaaha atıksuları için elektrokimyasal oksidasyondaki özgül enerji tüketimine olumsuz yönde katkısı olduğu görülmektedir.

Çizelge 4.7. Ön arıtım yapılmış mezbaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde farklı elektrot çiftleri için özgül enerji tüketim değerleri (Başlangıç pH: 7.16, elektrotlara uygulanan akım: 10 V)

Süre (dk)	Özgül enerji tüketimi (W.sa/g KOİ)	
	Ham mezbaha atıksuyu	Ön arıtım yapılmış mezbaha atıksuyu
Çelik (Anot)-Çelik (Katot)		
30	-	10.26
60	4.84	21.82
90	3.71	5.12
120	4.15	6.38
150	4.45	8.84
180	5.23	8.20
210	5.93	12.89
240	-	13.33
Grafit (Anot)-Grafit (Katot)		
30	-	-
60	10.91	-
90	16.99	-
120	7.71	-
150	5.72	56.25
180	6.68	67.50
210	7.72	39.28
240	-	43.96
BDD (Anot)-Çelik (Katot)		
30	-	7.45
60	-	15.94
90	13.28	12.34
120	4.38	11.04
150	5.37	13.85
180	-	9.69
210	-	8.96
BDD (Anot)-Grafit (Katot)		
30	4.79	8.91
60	9.35	19.01
90	4.43	9.47
120	3.53	11.62
150	4.67	14.84
180	-	11.13
210	-	15.86

Çizelge 4.8’de ham mezbaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyonunda anot ve katotta çelik elektrotların kullanıldığı reaktörde elektrotlara farklı akım değerlerinin uygulanması halinde zamana karşılık KOİ giderimleri ve özgül enerji tüketim değerleri verilmiştir. Elektrotlara uygulanan akımın 10 V’tan 15 V’a yükseltilmesinin KOİ

giderim verimlerinde kayda değer bir değişim sağlamamış olmasına rağmen, özgül enerji tüketimlerini 2-3 kat kadar artırdığı görülmektedir. Benzer şekilde 5 V akım uygulanması halinde 90 dk reaksiyon süresi sonrasında %70-90 aralığında KOİ giderimi elde edilmiş ve 10 V akım ile kıyaslandığında çok daha düşük özgül enerji tüketimi değerleri elde edilmiştir. Bunun sonucu olarak elektrokimyasal oksidasyonda ihtiyaç duyulan KOİ gideriminin sağlanabildiği en düşük akım değerinin belirlenmesi elektrik tüketim maliyetinin azaltılması açısından oldukça büyük önem arz ettiği söylenebilir. Ozturk ve Yılmaz (2019) tarafından yapılan çalışmada akım yoğunluğu artırıldıkça sisteme uygulanan potansiyel fark ve KOİ giderim veriminin arttığı ve potansiyel farktaki artışın enerji tüketimini artırdığı gözlenmiştir. Artan akım yoğunluğunun elektrokimyasal oksidasyon sürecini hızlandıracağı, reaksiyon süresini azaltacağı, ancak Faraday Yasasına göre elektrot tüketimini arttıracığı belirtilmiştir. Gerçek ölçekte uygulamada problemler olacağı düşünülerek 4.73 mA/cm²'nin üzerinde enerji tüketiminin önemli ölçüde artacağı öngörülmüş ve sonraki deneysel çalışmalarında daha yüksek akım yoğunlukları uygulanmamıştır. Abdelahay ve ark. (2017) tarafından yapılan çalışmada da 2.55 ve 3.83 mA/cm² değerleriyle kıyaslandığında, 1.28 mA/cm² akım yoğunluğunda mezbaha atıksuyu arıtımında kW.sa/kg KOİ biriminde daha düşük enerji gereksiniminin olduğu gözlenmiştir.

Çizelge 4.8. Mezabaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde çelik (anot)–çelik (katot) elektrotları için farklı akım değerlerinde özgül enerji tüketim değerleri (Başlangıç pH: 7.16)

Süre (dk)	Elektrotlara uygulanan akım (V)					
	5		10		15	
	KOİ giderimi (%)	Özgül enerji tüketimi (W.sa/g KOİ)	KOİ giderimi (%)	Özgül enerji tüketimi (W.sa/g KOİ)	KOİ giderimi (%)	Özgül enerji tüketimi (W.sa/g KOİ)
30	20	0.79	0	-	0	-
60	20	1.63	25	4.84	45	8.95
90	70	0.65	50	3.71	50	11.29
120	90	0.65	62.5	4.15	65	12.14
150	70	1.04	75	4.45	83	11.60
180	75	1.11	91	5.23	90	13.30
210	90	1.04	91	5.93	70	20.24

Çizelge 4.9’da ham mezabaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyonunda anot ve katotta çelik elektrotların kullanıldığı reaktörde atıksuyun farklı başlangıç pH değerleri için hesaplanmış KOİ giderimi ve özgül enerji tüketim değerleri verilmiştir.

Çizelge 4.9. Mezbaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyon deneylerinde çelik (anot)–çelik (katot) elektrotları için farklı başlangıç pH değerlerinde özgül enerji tüketim değerleri (Elektrotlara uygulanan akım: 10 V, reaksiyon süresi: 180 dk)

Başlangıç pH değeri	KOİ giderimi (%)	Özgül enerji tüketimi (W.sa/g KOİ)
3	50	2.70
5	65	1.68
7.16	91	5.23
9	71	1.46

Farklı başlangıç pH değeri ile yapılan çalışmalarda en yüksek KOİ giderim veriminin gözlendiği 7.16 pH değerinde en yüksek özgül enerji tüketimi tespit edilmiştir. pH değerinin 5 ve 9'a çekilmesi benzer şekilde KOİ gideriminin sırasıyla %65 ve 71'e düşmesiyle sonuçlanmış, ancak özgül enerji tüketimleri de daha düşük düzeylerde bulunmuştur. pH 3 değerinde ise en düşük KOİ giderimi elde edilmiş, özgül enerji tüketimi ise pH 5 ve 9'daki değerden daha yüksek bulunmuştur. Bu sonuçlardan pH değerinin KOİ giderim verimi kadar özgül enerji tüketimini de etkilediği söylenebilir. Ozturk ve ark. (2021) tarafından yapılan çalışmada enerji tüketimi (kW.sa/m³) ve başlangıç pH değerleri arasındaki ilişki incelenmiş, en yüksek enerji tüketimi atıksuyun doğal pH değeri olan 7.03 değerinde tespit edilmiş, daha yüksek ve düşük pH değerlerinde ise daha düşük enerji tüketimi bulunmuştur. Özellikle pH 9 değerinde en düşük enerji tüketimi tespit edilmiştir. Bu durum atıksuyun pH değerinin ayarlanmasında kullanılan NaOH ve HNO₃ ilavesinin yapılması ve böylece eklenen kimyasalların atıksuyun elektriksel iletkenliğini artırması nedeniyle enerji tüketiminin azalması şekline yorumlanmıştır. Ancak özgül enerji tüketimi (kW.sa/kg KOİ) ve başlangıç pH değerleri arasındaki ilişki incelendiğinde ise en düşük değer olan 2.86 kW.sa/kg KOİ özgül enerji tüketimi değeri pH 7.03 için elde edilmiştir. çalışılan diğer tüm pH değerlerinde daha yüksek özgül enerji tüketimi değerleri gözlenmiş, ancak enerji tüketimi ve özgül enerji tüketimi değerlerinin başlangıç pH değeriyle değişimi irdelendiğinde endüstriyel ölçekte pH değerinin 7.03'den 9'a ayarlanması için gereken baz sarfiyatının daha maliyetli olacağı düşünülerek optimal pH değerinin 7.03 olduğu öngörülmüştür (Ozturk ve ark., 2021).

Mezbaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyon yöntemiyle arıtımının yapıldığı literatür çalışmaları Çizelge 4.10'da özetlenmiştir. Bu tez çalışması diğer çalışmalarla kıyaslandığında daha ucuz elektrot materyalleri kullanılarak, pH değişimi ve herhangi bir ön arıtım yapılmaksızın yüksek KOİ ve renk giderimleri elde edilmiştir. Çalışmada elde edilen sonuçlar elektrokimyasal oksidasyon prosesinin mezbaha

atıksularının arıtımında giderim verimi, enerji tüketimi ve uygulanabilirlik kriterleri göz önüne alındığında iyi bir alternatif olabileceğini göstermiştir.



Çizelge 4.10. Mezbaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyonla arıtımında ortam şartları ve giderim verimleri özet tablosu

Atıksu	Anot Materyali	Katot Materyali	Optimum şartlar	Giderim	Enerji tüketimi	Kaynak
Arıtılmış mezbaha atıksuyu (domuz)	Al	Al	30 mA/cm ² 55 dk 8.74 pH 220 mg/L başlangıç KOİ	KOİ: %85.0 BOİ: %81.3 Renk: %96.8		Awang ve ark., 2011
Ön arıtılmış mezbaha atıksuyu (kanatlı hayvan)	BDD	BDD	3.83 mA/cm ²	KOİ: %100 Renk: %90 Bulanıklık: %80		Abdelhay ve ark., 2017
Mezbaha atıksuyu (büyükbaş hayvan)	Ti/Pt	Ti	0.025 M NaCl 4.73 mA/cm ² 7.03 pH 25 °C 4 sa (Kesikli reaktör)	TAKM: %99.5 TOK: %88.0 KOİ: %92.2 TN: %93.5 Renk: %99.9	14.12 kW.sa/kg KOİ 153.57 kW.sa/m ³	Ozturk ve Yilmaz, 2019
Arıtılmış mezbaha atıksuyu (domuz)	BDD	Pt	100 mA/cm ² 7.5 pH 25 °C 400 dk	Çıkış suyu renk: 25 mg Pt-Co/L		Alfonso-Muniozguren ve ark., 2020
Mezbaha atıksuyu (büyükbaş hayvan)	Ti/Pt	Ti	1 M NaCl 4.73 mA/cm ² 7.03 pH 25 °C (Sürekli reaktör)	TAKM: %98.28 TOK: %93.03 KOİ: %97.44 TN: %95.53 Renk: %99.80	2.42 kW.sa/kg KOİ 19.43 kW.sa/m ³	Ozturk ve ark., 2021
Mezbaha atıksuyu (büyükbaş ve küçükbaş hayvan)	Çelik	Çelik	10 V 7.16 pH 25 °C 180 dk	KOİ: %91 Renk: %97.8	3.71-5.93 W.sa/g KOİ	Bu çalışma, 2022

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

5.1. Sonuçlar

Bu çalışmada, Konya ilinde bulunan büyükbaş ve küçükbaş hayvan mezbahasından temin edilen atıksudan organik kirleticilerin elektrokimyasal oksidasyon prosesi ile arıtımına etki eden parametreler incelenmiş ve sistem parametrelerinin giderim verimleri üzerindeki etkileri incelenmiştir. Proses verimliliğinin belirlenmesinde KOİ ve renk parametreleri takip edilmiştir. Atıksuyun başlangıç pH değeri, kimyasal ön arıtım, uygulanan akım yoğunluğu ve enerji tüketimi değerlerini etkileyebileceği düşünülerek değişken parametre olarak seçilmiştir.

Elektrokimyasal oksidasyon prosesinin farklı elektrotlar için mezbaha atıksuyundan KOİ giderim verimliliğini incelemek için öncelikle aynı başlangıç şartlarında zamana bağlı olarak KOİ giderimini incelenmiştir. En yüksek KOİ giderimi çelik-çelik elektrotlar için 180. dakikadan itibaren %91 olarak elde edilmiştir. Grafit-grafit elektrotlar için 180. dakikadan itibaren %69, BDD-çelik ve BDD-grafit elektrotlar için ise 120. dakikadan itibaren sırasıyla %50 ve %62.5 giderim elde edilmiştir.

Kimyasal bir ön arıtım işlemi uygulanması halinde elektrokimyasal oksidasyon prosesinin arıtım verimliliğinin değişimini inceleyebilmek amacıyla mezbaha atıksuyuna alüminyum sülfat ve alüminyum klorür hidroksit (ACH) koagülan maddeler kullanılarak koagülasyon-flokülasyon işlemi uygulanmıştır. En yüksek KOİ giderim verimi %50 olarak 1000 mg/L alum dozlaması ile elde edilmiştir. Çelik-çelik ve grafit-grafit elektrot kullanımında ön kimyasal arıtım yapılmış numunelerde reaksiyonlar bir miktar hızlanmış, ancak nihai KOİ gideriminde önemli bir değişim olmamıştır. Anotta BDD elektrot kullanılan reaktörlerde ise ön arıtım renk giderimine katkı sağlamış ve KOİ gideriminde 30 dk reaksiyon süresinden itibaren belirgin bir giderimin oluşmasını sağlamıştır.

Elektrotlara 5 V elektrik akımı uygulanması halinde 120 dakikada %90 KOİ giderimi sağlanmış, ancak sonrasında salınım göstermiştir. Bu durumun oksidasyon esnasında oluşan küçük partiküllerden kaynaklandığı düşünülmektedir. 10 ve 15 V elektrik akımı uygulanması halinde KOİ giderimindeki eğilim birbirine benzemektedir. Her ikisinde de en yüksek giderim değerleri 180 dakikada tespit edilmiştir. 10 V elektrik akımı için %91, 15 V elektrik akımı için ise %90 en yüksek giderim yüzdeleridir.

Başlangıç pH değerlerinin 3, 5, 7.16 ve 9 olması halinde elde edilen KOİ giderim verimleri sırasıyla %50, %65, %91 ve %75 olarak bulunmuştur. En yüksek giderim nötral pH değerinde elde edilmiş, pH'nın düşürülmesi ve artırılması KOİ giderimine olumlu yönde bir katkı sağlamamıştır.

En düşük özgül enerji tüketimi değerleri en yüksek KOİ giderimlerinin elde edildiği çelik elektrot çiftinde 3.71-5.93 W.sa/g KOİ aralık değerinde gözlenmiştir. En yüksek enerji tüketimleri ise grafit çiftinin kullanıldığı reaktörde ve BDD (anot) - çelik (katot) elektrotlarının kullandığı reaktörde bulunmuştur. Ön arıtım olarak alum ile koagülasyon-flokülasyon işlemi uygulanmış mezbaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyonunda farklı elektrot çiftleri için zamana karşılık KOİ giderimleri ve özgül enerji tüketim değerleri verilmiştir. Ham mezbaha atıksuyu için elde edilen değerler ile kıyaslandığında tüm elektrot çiftleri için daha yüksek özgül enerji değerleri gözlenmiştir. Bununla birlikte ham atıksu ile benzer şekilde en yüksek enerji tüketimleri grafit elektrot çiftinin kullanıldığı reaktörde tespit edilmiştir. Bu deneysel sonuçlardan kimyasal ön arıtımın ve başlangıç KOİ değerinin azalmasının mezbaha atıksuları için elektrokimyasal oksidasyondaki özgül enerji tüketimine olumsuz yönde katkısı olduğu görülmektedir. Elektrotlara uygulanan akımın 10 V'tan 15 V'a yükseltilmesinin KOİ giderim verimlerinde kayda değer bir değişim sağlamamış olmasına rağmen, özgül enerji tüketimlerini 2-3 kat kadar artırdığı görülmektedir. Farklı başlangıç pH değeri ile yapılan çalışmalarda en yüksek KOİ giderim veriminin gözlemlendiği 7.16 pH değerinde en yüksek özgül enerji tüketimi tespit edilmiştir. pH değerinin 5 ve 9'a çekilmesi benzer şekilde KOİ gideriminin sırasıyla %65 ve 71'e düşmesiyle sonuçlanmış, ancak özgül enerji tüketimleri de daha düşük düzeylerde bulunmuştur. Bu sonuçlardan pH değerinin KOİ giderim verimi kadar özgül enerji tüketimini de etkilediği söylenebilir.

5.2 Öneriler

Mezbaha ve et entegre tesisleri su tüketiminin çok fazla olduğu, buna bağlı olarak da yüksek miktarlarda organik kirlilik içeren atıksuların açığa çıktığı tesislerdir. Konvansiyonel arıtım teknikleri organik kirliliğin yanı sıra tehlikeli bileşikler de içermesi nedeniyle, atıksuların arıtımında yetersiz kalabilmektedir. Bu tez çalışmasında ham mezbaha atıksularının elektrokimyasal oksidasyon prosesi ile arıtımında maliyetini daha da düşürebilmek için literatürde kullanılanlara alternatif elektrotlar denenmiş ve hem farklı elektrot çiftleri hem de ortam şartlarındaki değişiklikler için KOİ

giderimindeki özgül enerji tüketimleri hesaplanmıştır. Bu tez çalışmasının devamında uygulanan yöntemin mezbaha atıksuyunun içerisinde bulunan diğer kirletici parametrelerin (azot bileşikleri, ilaç kalıntıları vb.) giderimi için optimal şartların belirlenmesi ve farklı reaktör türleri veya ileri arıtım prosesleri kombinasyonları ile arıtım veriminin daha da yükseltilmesi çalışmalarının yapılması faydalı olacaktır.



KAYNAKLAR

- Abdelhay, A., Jum'h, I., Abdulhay, E., Al-Kazwini, A., & Alzubi, M. (2017). Anodic oxidation of slaughterhouse wastewater on boron-doped diamond: process variables effect. *Water Science and Technology*, 76(12), 3227-3235.
- Akpor O.B., Muchie M., (2011), Environmental and public health implications of wastewater quality, *African Journal of Biotechnology*, 10 (13), 2379-2387.
- Alfonso-Muniozguren, P., Cotillas, S., Boaventura, R. A., Moreira, F. C., Lee, J., & Vilar, V. J. (2020). Single and combined electrochemical oxidation driven processes for the treatment of slaughterhouse wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 270, 121858.
- Almandoz, M. C., Pagliero, C. L., Ochoa, N. A., & Marchese, J. (2015). Composite ceramic membranes from natural aluminosilicates for microfiltration applications. *Ceramics International*, 41(4), 5621-5633.
- Ameta, S.C., Punjabi, P.B., Kumar, A., Ameta, R., 2012. Advanced oxidation processes: basics and applications. In: Rao, D.G., Senthilkumar, R., Byrne, J.A., Feroz, S. (Eds.), *Wastewater Treatment: Advanced Processes and Technologies*. IWA Publishing and CRC Press, United Kingdom and United States.
- Amorim, A.K.B., De Nardi, I.R., Del Nery, V., 2007. Water conservation and effluent minimization: case study of a poultry slaughterhouse. *Resour. Conserv. Recycl.* 51 (1), 93-100.
- Anglada, Á., Urtiaga, A., Ortiz, I., Mantzavinos, D., & Diamadopoulos, E. (2011). Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate: evaluation of operating variables and formation of oxidation by-products. *Water Research*, 45(2), 828-838.
- Al-Mutairi, N., Hamoda, M. and Al-Ghusain, I., 2004. Coagulant selection and sludge conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*, 95 (2), 115-119.
- Awang, Z. B., Bashir, M. J. K., Kutty, S. R. M., & Isa, M. H. (2011). Post-treatment of slaughterhouse wastewater using electrochemical oxidation. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 15(2), 229-237.
- Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Khan, S. U., & Farooqi, I. H. (2019). Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of the Total Environment*, 686, 681-708.
- Barrera, M., Mehrvar, M., Gilbride, K., McCarthy, L., Laursen, A., Bostan, V., Pushchak, R., 2012. Photolytic treatment of organic constituents and bacterial pathogens in secondary effluent of synthetic slaughterhouse wastewater. *Chem. Eng. Res. Des.* 90 (9), 1335-1350.

- Bustillo-Lecompte, C. F., and Mehrvar, M. (2016). Treatment of an actual slaughterhouse wastewater by integration of biological and advanced oxidation processes: Modeling, optimization, and cost-effectiveness analysis. *Journal of Environmental Management*, 182, 651-666.
- Bustillo-Lecompte, C. F., and Mehrvar, M. (2017). Treatment of actual slaughterhouse wastewater by combined anaerobic–aerobic processes for biogas generation and removal of organics and nutrients: An optimization study towards a cleaner production in the meat processing industry. *Journal of cleaner production*, 141, 278-289.
- Buxton, G. V., Greenstock, C. L., Helman, W. P., & Ross, A. B. (1988). Critical review of rate constants for reactions of hydrated electrons, hydrogen atoms and hydroxyl radicals (OH/ O in Aqueous Solution. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 17(2), 513–886.
- Casani, S., Rouhany, M., Knöchel, S., 2005. A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. *Water Res.* 39 (6), 1134e1146. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.015>.
- Cao, W., Mehrvar, M., 2011. Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes. *Chem. Eng. Res. Des.* 89 (7).
- Chan, Y.J., Chong, M.F., Law, C.L., Hassell, D., 2009. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chem. Eng. J.* 155 (1e2), 1e18.
- Coskun, T., Debik, E., Kabuk, H. A., Manav Demir, N., Basturk, I., Yildirim, B., ... & Kucuk, S. (2016). Treatment of poultry slaughterhouse wastewater using a membrane process, water reuse, and economic analysis. *Desalination and Water Treatment*, 57(11), 4944-4951.
- Çetinkaya, A., & Bilgili, L. (2022). Treatment of slaughterhouse industry wastewater with ultrafiltration membrane and evaluation with life cycle analysis. *Environmental Research and Technology*, 5(3).
- De Oliveira, M. S., da Silva, L. F., Barbosa, A. D., Romualdo, L. L., Sadoyama, G., & Andrade, L. S. (2019). Landfill leachate treatment by combining coagulation and advanced electrochemical oxidation techniques. *ChemElectroChem*, 6(5), 1427-1433.
- De Sena, R.F., Tambosi, J.L., Genena, A.K., Moreira, R.d.F.P.M., Schroder, H.Fr., € Jose, H.J., 2009. Treatment of meat industry wastewater using dissolved air flotation and advanced oxidation processes monitored by GC-MS and LC-MS. *Chem. Eng. J.* 152 (1), 151e157.
- Erarslan, S., 2006. Et Entegre Endüstrisi Arıtılmış Atıksularının Deşarj Kriterlerinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.

- Eriksson E., Auffarth K., Henze M., Ledin A., 2002, Characteristics of grey wastewater, *Urban Water*, 4, 85- 104.
- Fan L, Ni J, Wu Y, Zhang Y (2009) Treatment of bromoamine acid wastewater using combined process of micro-electrolysis and biological aerobic filter. *J Hazard Mater* 162(2–3):1204–1210. doi:10. 1016/j.jhazmat.2008.06.006
- FAO, 2013. Food Outlook: Biannual Report on Global Food Markets. Meat and Meat Products. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations (UN), Rome, Italy (accessed 10.03.15.). Available online: <http://www.fao.org/docrep/019/i3473e/i3473e.pdf>.
- Ganzenko, O., Huguenot, D., Van Hullebusch, E. D., Esposito, G., & Oturan, M. A. (2014). Electrochemical advanced oxidation and biological processes for wastewater treatment: a review of the combined approaches. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(14), 8493-8524.
- Garcia-Rodriguez, O., Mousset, E., Olvera-Vargas, H., & Lefebvre, O. (2022). Electrochemical treatment of highly concentrated wastewater: A review of experimental and modeling approaches from lab-to full-scale. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52(2), 240-309.
- Gerbens-Leenes, P.W., Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y., 2013. The water footprint of poultry, pork and beef: a comparative study in different countries and production systems. *Water Resour. Ind.* 1e2, 25e36.
- GilPavas, E., Dobrosz-Gómez, I., & Gómez-García, M. Á. (2020). Efficient treatment for textile wastewater through sequential electrocoagulation, electrochemical oxidation and adsorption processes: Optimization and toxicity assessment. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 878, 114578.
- Gökçek, Ö. B., & Özdemir, S. (2020). Optimization of the coagulation–flocculation process for slaughterhouse wastewater using response surface methodology. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 48(7-8), 2000033.
- He, Y., Lin, H., Guo, Z., Zhang, W., Li, H., & Huang, W. (2019). Recent developments and advances in boron-doped diamond electrodes for electrochemical oxidation of organic pollutants. *Separation and Purification Technology*, 212, 802-821.
- Jais N.M., Mohamed R.M.S.R., Apandi W.A.W.M., Matias-Peralta H.M., 2015, Removal of nutrients and selected heavy metals in wet market wastewater by using microalgae *scenedesmus* sp. *Applied Mechanics and Materials*, 210-1214
- Johns, M., 1995. Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review. *Bioresour. Technol.* 54, 203e216.
- Kanafin, Y. N., Makhatova, A., Meiramkulova, K., & Pouloupoulos, S. G. (2022). Treatment of a poultry slaughterhouse wastewater using advanced oxidation processes. *Journal of Water Process Engineering*, 47, 102694.

- Karim, A. V., Nidheesh, P. V., & Oturan, M. A. (2021). Boron-doped diamond electrodes for the mineralization of organic pollutants in the real wastewater. *Current Opinion in Electrochemistry*, 30, 100855.
- Lan, Y., Coetsier, C., Causserand, C., & Serrano, K. G. (2017). On the role of salts for the treatment of wastewaters containing pharmaceuticals by electrochemical oxidation using a boron doped diamond anode. *Electrochimica Acta*, 231, 309-318.
- Lopes A, Martins S, Morão A, Magrinho M, Gonçalves I (2004) Degradation of a textile dye C.I. Direct Red 80 by electrochemical processes. *Port Electrochim Acta* 22:279–294
- Luiz, D.B., Genena, A.K., Jose, H.J., Moreira, R.F.P.M., Schroder, H.Fr, 2009. Tertiary atment of slaughterhouse effluent: degradation kinetics applying UV radiation or H₂O₂/UV. *Water Sci. Technol.* 60 (7), 1869e1874.
- Malmali, M., Askegaard, J., Sardari, K., Eswaranandam, S., Sengupta, A., & Wickramasinghe, S. R. (2018). Evaluation of ultrafiltration membranes for treating poultry processing wastewater. *Journal of water process engineering*, 22, 218-226.
- Manjunath, N. T., Mehrotra, I., & Mathur, R. P. (2000). Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system. *Water Research*, 34(6), 1930-1936.
- Marselli, B., Garcia-Gomez, J., Michaud, P.-A., Rodrigo, M.A., Comminellis, C., 2003. Electrogeneration of hydroxyl radicals on boron-doped diamond electrodes. *J. Electrochem. Soc.* 150 (3), D79eD83.
- Martínez-Huitle, C.A., Rodrigo, M.A., Sires, I., Scialdone, O., 2015. Single and coupled electrochemical processes and reactors for the abatement of organic water pollutants: a critical review. *Chem. Rev.* 115, 13362e13407.
- Massé, D.I., Masse, L., 2000. Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *Can. Agr. Eng.* 42, 139–146.
- Matsumura, E.M., Mierzwa, J.C., 2008. Water conservation and reuse in poultry processing plant-A case study. *Resour. Conserv. Recycl.* 52 (6), 835e842.
- Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y., 2012. A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems* 15 (3), 401e415.
- Melo, R., Cabo Verde, S., Branco, J., Botelho, M.L., 2008. Gamma radiation induced effects on slaughterhouse wastewater treatment. *Radiat. Phys. Chem.* 77 (1), 98e100.
- Millamena, O.M., 1992. Ozone treatment of slaughterhouse and laboratory waste waters. *Aqu* 90018-S.

- Mittal, G.S., 2004. Characterization of the effluent wastewater from abattoirs for C.F. Bustillo-Lecompte, M. Mehrvar / *Journal of Environmental Management* 161 (2015) 287e302 301 land application. *Food Rev. Int.* 20 (3), 229e256.
- Montanaro, D., Lavecchia, R., Petrucci, E., Zuorro, A.t., 2017. UV-assisted electrochemical degradation of coumarin on boron-doped diamond electrodes. *Chem. Eng. J.* 323, 512e519.
- Moreira, F.C., Boaventura, R.A.R., Brillas, E., Vilar, V.J.P., 2017. Electrochemical advanced oxidation processes: a review on their application to synthetic and real wastewaters. *Appl. Catal., B* 202, 217e261.
- Oller I, Malato S, Sanchez-Perez JA (2011) Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination—a review. *Sci Total Environ* 409(20):4141–4166.
- Ozturk, D., & Yilmaz, A. E. (2019). Treatment of slaughterhouse wastewater with the electrochemical oxidation process: Role of operating parameters on treatment efficiency and energy consumption. *Journal of Water Process Engineering*, 31, 100834.
- Ozturk, D., Yilmaz, A. E., & Sapci Ayas, Z. (2021). Electrochemical mineralization of abattoir wastewater with continuous system. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18(12), 3761-3776.
- Qiao, J., & Xiong, Y. (2021). Electrochemical oxidation technology: A review of its application in high-efficiency treatment of wastewater containing persistent organic pollutants. *Journal of Water Process Engineering*, 44, 102308.
- Paulista, L. O., Presumido, P. H., Theodoro, J. D. P., & Pinheiro, A. L. N. (2018). Efficiency analysis of the electrocoagulation and electroflotation treatment of poultry slaughterhouse wastewater using aluminum and graphite anodes. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(20), 19790-19800.
- Pingali, P., 2007. Westernization of Asian diets and the transformation of food systems: implications for research and policy. *Food Policy* 32 (3), 281e298.
- Rajakumar, R., Meenambal, T., Rajesh Banu, J., Yeom, I.T., 2011. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in upflow anaerobic filter under low upflow velocity. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 8 (1), 149e158.
- San Jose, T., 2004. Bird slaughterhouse: generation and purification of their water. *Tecnol. Agua* 24 (251), 48e51.
- Santos C.P.E, Robbins D.M.R.S., 2004, Low-cost innovative solutions for treating public market wastewater in the philippines: Deploying Hybrid Anaerobic/Aerobic Coco peat Filtration Systems.
- Skujins, S. (1998). Handbook for ICP-AES (Varian-Vista). Varian Int: A short guide to vista series ICP- AES operation.

- Sobsey M.D., Khatib L.A., Hill V.R., Alocilja E., Pillai S., 2006, Animal agriculture and the environment: National center for manure and animal waste management white papers, Chapter In: Rice, J.M., Caldwell, D.F., Humenik, F.J. (Ed.), 609-666, ASABE publication, Lansing, USA.
- Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Resmi Gazete, 31.12.2004, Sayı: 25687.
- Tabrizi, G.B., Mehrvar, M., 2004. Integration of advanced oxidation technologies and biological processes: recent developments, trends, and advances. *J. Environ. Sci. Health A* 39 (11e12), 3029e3081.
- TÜİK, Türkiye İstatistik Kurumu (2022), Haber Bülteni, Yayım Tarihi: 06.05.2022, Sayı: 45621 (<https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Kirmizi-Et-Uretim-Istatistikleri-2020-2021-45671>).
- Uzuner, S. (2021). Yüksek organik kirliliğe sahip mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımı için membran entegre biyoreaktör geliştirilmesi. Doktora tezi, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı.
- Yaakob, M. A., Mohamed, R. M. S. R., Al-Gheethi, A. A. S., and Kassim, A. H. M. (2018). Characteristics of chicken slaughterhouse wastewater. *Chemical Engineering Transactions*, 63, 637-642.
- Wu, J., Doan, H., 2005. Disinfection of recycled red-meat-processing wastewater by ozone. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 80 (7), 828e833.
- Wu, P.F. and Mittal G.S., 2012. Characterization of provincially inspected slaughterhouse wastewater in ontario, Canada. *Canadian Biosystems Engineering*, 54, 1-10.